

ÖKO Zrt. vezette Konzorcium

„Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése (TED [2008/S 169-226955])

Háttéranyag az országos VGT 2. fejezetéhez

2-1. háttéranyag

Foszforterhelések számítása kisvízgyűjtő léptéken

Dátum: Budapest, 2009. december 11.



ÖKO Zrt.
Környezeti, Gazdasági, Technológiai,
Kereskedelmi, szolgáltató és Fejlesztési
Zártkörűen Működő Részvénytársaság



VTK Innosystem
Víz, Természet- és Környezetvédelmi Kft.

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék



VIZITERV Environ
Környezetvédelmi és Vízügyi Tervező, Tanácsadó
és Szolgáltató Kft.



RESPECT
Tanácsadó és Szolgáltató Kft.

ÖKO Zrt. vezette Konzorcium

„Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése (TED [2008/S 169-226955])

Háttéranyag az országos VGT 2. fejezetéhez

2-1. háttéranyag

Foszforterhelések számítása kisvízgyűjtő léptéken

Készítette:

Kovács Ádám MANIAQUA Kft.

Dátum: Budapest, 2009. december 11.



ÖKO Zrt.
Környezeti, Gazdasági, Technológiai,
Kereskedelmi, szolgáltató és Fejlesztési
Zártkörűen Működő Részvénytársaság

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék



VTK Innosystem
Víz, Természet- és Környezetvédelmi Kft.

VIZITERV Environ
Környezetvédelmi és Vízügyi Tervező, Tanácsadó
és Szolgáltató Kft.



RESPECT
Tanácsadó és Szolgáltató Kft.

Tartalomjegyzék

I. A feladat ismertetése	3
II. Módszertan	4
II.1. Emisszió modell	4
<i>II.1.1. Hidrológia</i>	5
<i>II.1.2. Talajerózió</i>	8
<i>II.1.3. Talajok P-háztartása</i>	9
<i>II.1.4. P-emissziók</i>	12
II. 2. Transzport modell	14
<i>II.2.1. Felszíni eredetű P-terhelések transzportja</i>	14
<i>II.2.2. Felszín alatti eredetű P-terhelések transzportja</i>	16
<i>II.2.3. Pontszerű P-emissziók transzportja</i>	17
<i>II.2.4. A felszíni, felszín alatti és a pontszerű hozamok összegzése</i>	19
<i>II.2.5. Tározók számítása</i>	19
II.3. Szabályozási forgatókönyvek elemzése	20
<i>II.3.1. Forráskontroll</i>	20
<i>II.3.2. Transzportkontroll</i>	21
<i>II.3.3. Pontszerű kibocsátások szabályozása</i>	21
III. Eredmények	22
III.1. Kalibrálás és igazolás	22
III.2. Jelenlegi állapot	27
III.3. Beavatkozási forgatókönyvek értékelése	33
IV. Összefoglalás, következtetések	37
Irodalomjegyzék	39

I. A feladat ismertetése

Magyarországon a VKI alapján 997 darab felszíni víztest-vízgyűjtőt jelöltek ki. A víztestek állapotértékelésének menetét a VKI V. melléklete és az ECOSTAT útmutatók pontosan rögzítik. Az állapotértékelés a tervezés egyik legfontosabb eleme. Feladata a kiinduló állapot rögzítése, és annak meghatározása, hogy ez az állapot milyen távol van a kitűzött céloktól. Az állapotértékelés egyik kritikus eleme a diffúz (nem-pontszerű) szennyezések meghatározása, különös tekintettel a foszforterhelésekre. Az állapotértékelés során meg kell adni valamennyi víztest éves átlagos, pontszerű és diffúz foszforterhelését, ill. a víztestek átlagos foszforkoncentrációját. Ezen túlmenően a problematikus területeken beavatkozási forgatókönyveket kell készíteni és ezek vízmonóságra gyakorolt hatásait elemezni.

A diffúz szennyezések hatékony szabályozásának megtervezéséhez ismernünk kell a (rész)vízgyűjtőkről származó nem-pontszerű kibocsátások forrásait, azaz a területi emissziókat, ill. az azokból származó mederbeli anyagáramok mértékét. Tekintve, hogy mérési lehetőségünk csak az utóbbira van (és többnyire az is pontatlan), a vízgyűjtő modellek használata általában elkerülhetetlen a vízgyűjtő emissziókat érintő beavatkozási tervek elégséges léptékű meghatározásához. A vízgyűjtő modellek a szennyezőanyag fluxusok leírása mellett általában lehetőséget adnak a szabályozás számára felállított beavatkozási forgatókönyvek műszaki és gazdasági hatékonyságának elemzésére is, megfelelő alapot nyújtva a döntéshozás számára (például vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítésénél).

A diffúz szennyezések számítására kidolgozott matematikai modellek ugyanakkor a részben nem ismert, ill. csak pontatlanul leírható és nem mérhető folyamatok miatt jelentős bizonytalansággal rendelkeznek. A tér- és időlépték csökkentése növeli az adatigényt és a paraméterek számát, ugyanakkor az egyszerűsítések és a lépték növelése szintén a bizonytalanságot növelik a belső folyamatok leírásának elhanyagolása miatt. Jelenleg korlátozott a száma az olyan modelleknek, melyek adatigénye kielégíthető, paraméterszáma alacsony és tervezési célra jól használhatók.

A jelenlegi terhelések számítását és a beavatkozások várható hatásainak becslését a PhosFate (Phosphorus Fate, Kovács és mtsai, 2008) modellel végeztük, melyet kifejezetten vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési célra fejlesztettek.

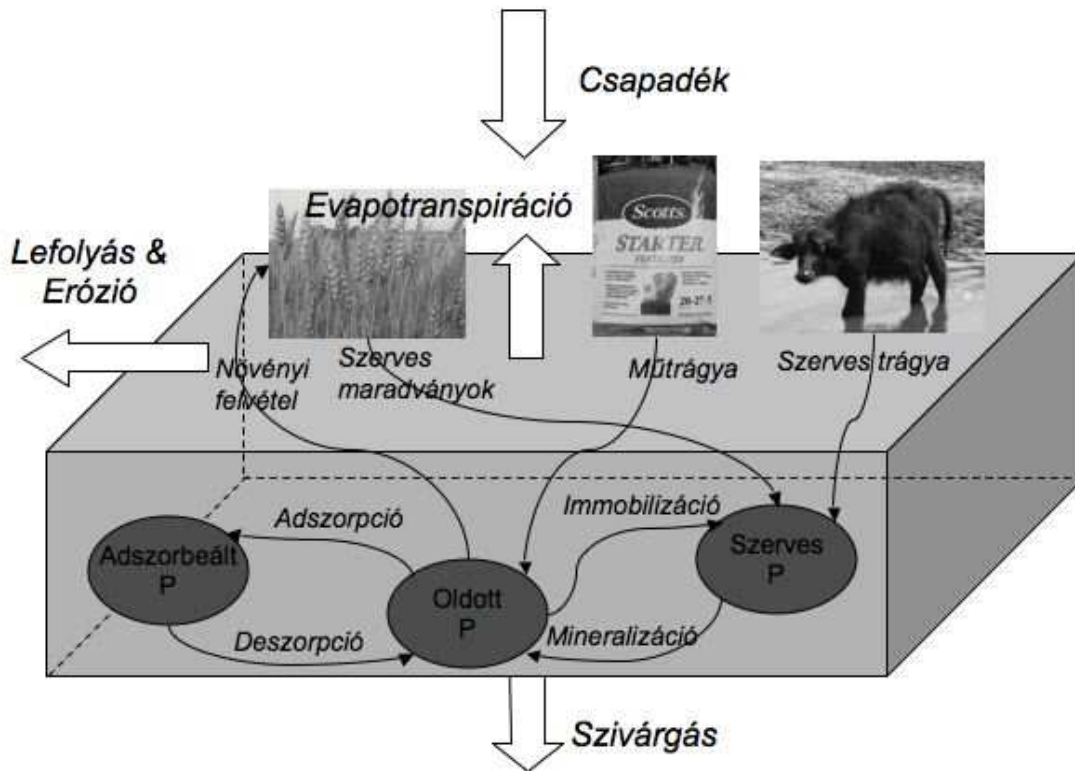
II. Módszertan

A PhosFate modell komplex környezetmérnöki eszköz, amely döntéstámogatásra alkalmas a diffúz foszfor (P) emissziók csökkentése érdekében megvalósítandó Legjobb Gazdálkodási Gyakorlat (Best Management Practices, BMP) tervezésénél. A módszer a diffúz és a pontszerű P emissziókat, ill. azok terepi és mederbeli transzportját számítja egyszerűsített algoritmusok alapján. A modell két fő elemből áll, ezek a diffúz P emisszió modell, ill. a P transzport modell.

A modell ún. félempirikus megközelítésű, térléptéke a vízgyűjtő nagyságrend. Időléptéke több éves időszak évi átlaga, a hidrológiai számítások szezonális bontásban (téli-nyári félév) történnek. Paraméterezése osztott, elemi cella szintű. Az eljárás térinformatikai rendszerbe ágyazott, 50x50 m cellaméretű (0.25 ha területű) raszterterképeket használ. A modell adatigénye egyrészt térképi, másrészt statisztikai jellegű. Az input alaptérképek a digitális terepmodell, a felső fél méterre jellemző talajtérkép, a területhasználati térkép, a humusztartalom-térkép, valamint a csapadéktérkép. A pontszerű információként rendelkezésre álló humusz- és csapadékadatokat a modell a felületre interpolálja, az IDW (Inverse Distance Weighing) módszert (humusz), ill. a Thiessen-poligonok módszerét (csapadék) alkalmazva. A numerikus információt nem tartalmazó alaptérképekhez (talaj, területhasználat) szakirodalmi források alapján kapcsolódnak fizikai paraméterek. A statisztikai adatok esetén a mezőgazdasági termelésre (termésmennyiségek, állatállomány, műtrágya felhasználás), a csapadékeloszlásra (csapadékösszegek intenzitáosztályonként, maximális félórás csapadékmennyiség a vizsgálati periódusra); ill. a pontszerű kibocsájtókra vonatkozó (lakosegyenérték, tisztítási technológia, ill. elfolyó koncentrációk) adatok ismerete szükséges.

II.1. Emisszió modell

Az emissziószámítási modul célja a diffúz P emissziók számítása a keletkezés helyén (lásd 1. ábra). Ennek érdekében a modell számítja a legfontosabb meghajtó folyamatokat, azaz a hidrológiai körforgás elemeit és a talajvesztiséget. Emellett a modell fontos része a felső talajréteg P-mérlegének meghatározása, ill. az oldott és partikulált frakció szétválasztása. Az emissziók meghatározása komponensek (felszíni oldott, felszíni partikulált és felszín alatti) szerinti bontásban történik. Az emissziós modell különálló, egymástól független cellákon működik, melyek között nincs kölcsönhatás. Az modell kimenő eredményei a hidrológiai komponensek, a talajvesztiség, valamint a diffúz sokévi P emisszió komponensek cellánkénti értékei, azaz vízgyűjtőn belüli eloszlása.



1. ábra. A cellaszintű emisszió modell főbb elemei a PhosFate modellben.

II.1.1. Hidrológia

A hidrológiai modell a WetSpass modell (Batelaan és Woldeamlak, 2004) metodikáját követi. A vízgyűjtő hidrológiát a modell a nyári- és a téli féléves meteorológiai jellemzőkből (csapadékmennyiség, léghőmérséklet, szélsébség), ill. a talaj, a földhasználat típusa, és a lejtés alapján meghatározott, éves, ill. szezonális (nyári-, ill. téli félévre jellemző) paraméterekből kalkulálja.

A vízmérleg-egyenlet (hosszú idejű átlagos állapot, zero tározás-változás esetén) a következő:

$$P_i = I_i + SR_i + T_{a,i} + E_{a,i} + RCH_i \quad (1)$$

ahol P_i : az éves csapadékmennyiség az i -edik cellában [mm év^{-1}], I_i : az éves intercepció az i -edik cellában [mm év^{-1}], SR_i : az éves felszíni lefolyás az i -edik cellában [mm év^{-1}], $T_{a,i}$: az éves aktuális transpiráció az i -edik cellában [mm év^{-1}], $E_{a,i}$: az éves aktuális evaporáció az i -edik cellában [mm év^{-1}], RCH_i : a talajprofilból elszivárgó éves vízmennyiség (talajvíz utánpótlódás) az i -edik cellában [mm év^{-1}].

Az intercepció egyenlete:

$$I_i = I_{s,i} + I_{w,i} = P_{s,i} \cdot \frac{i_{s,i}}{100} + P_{w,i} \cdot \frac{i_{w,i}}{100} \quad (2)$$

ahol $I_{s,i}$: a nyári féléves intercepció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $I_{w,i}$: a téli féléves intercepció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $P_{s,i}$: a nyári féléves csapadékösszeg az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $i_{s,i}$: a nyári féléves intercepció és a nyári féléves csapadékmennyiség aránya az i -edik cellában [%], $P_{w,i}$: a téli féléves csapadékösszeg az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $i_{w,i}$: a téli féléves intercepció és a téli féléves csapadékmennyiség aránya az i -edik cellában [%].

A felszíni lefolyás egyenlete:

$$SR_i = SR_{s,i} + SR_{w,i} = (P_{s,i} - I_{s,i}) \cdot C_{Rpot,i} \cdot C_{Ps,i} + (P_{w,i} - I_{w,i}) \cdot C_{Rpot,i} \cdot C_{Pw,i} \quad (3)$$

ahol $SR_{s,i}$: a nyári féléves felszíni lefolyás az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $SR_{w,i}$: a téli féléves felszíni lefolyás az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $C_{Rpot,i}$: a potenciális lefolyási tényező az i -edik cellában [-], $C_{P,s,i}$: a többlet csapadék és a teljes csapadékmennyiség aránya a nyári félévben, az i -edik cellában [-], $C_{P,w,i}$: a többlet csapadék és a teljes csapadékmennyiség aránya a téli félévben, az i -edik cellában [-].

A referencia transpiráció összefüggése:

$$T_{r,i} = T_{rs,i} + T_{rw,i} = ET_{s,i} \cdot c_{s,i} + ET_{w,i} \cdot c_{w,i} \quad (4)$$

ahol $T_{r,i}$: az éves referencia transpiráció az i -edik cellában [mm év⁻¹], $T_{rs,i}$: a nyári féléves referencia transpiráció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $T_{rw,i}$: a téli féléves referencia transpiráció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $ET_{s,i}$: a nyári féléves potenciális evapotranspiráció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $c_{s,i}$: a vegetációs tényező a nyári félévben, az i -edik cellában [-], $ET_{w,i}$: a téli féléves potenciális evapotranspiráció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $c_{w,i}$: a vegetációs tényező a téli félévben, az i -edik cellában [-].

A vegetációs tényező az alábbi (nyári, ill. téli félév esetén egyaránt):

$$c_i = \frac{1 + \frac{\gamma}{\Delta_i}}{1 + \frac{\gamma}{\Delta_i} \cdot \left(1 + \frac{r_{c,i}}{r_{a,i}}\right)} \quad (5)$$

ahol γ : a pszichrometriai konstans [kPa °C⁻¹], Δ_i : a telítési párányomás-hőmérséklet görbe meredeksége az i -edik cellában [kPa °C⁻¹], $r_{c,i}$: a lombkorona ellenállás az i -edik cellában [s m⁻¹], $r_{a,i}$: az aerodinamikai ellenállás az i -edik cellában [s m⁻¹].

A pszichrometriai konstans és a telítési párányomás görbe első deriváltjának hányadosa (ún. Penman-tényező, γ/Δ_i) a hőmérséklet függvényében az alábbi (nyári, ill. téli félév esetén egyaránt):

$$c_{p,i} = 1.5411 \cdot \exp(-0.0575 \cdot T_i) \quad (6)$$

ahol $c_{p,i}$: a Penman-tényező az i -edik cellában [-], T_i : a nyári, ill. téli féléves átlagos hőmérséklet az i -edik cellában [$^{\circ}\text{C}$].

A lombkorona ellenállás az alábbi:

$$r_{c,i} = \frac{r_{l,i}}{LAI_i} \quad (7)$$

ahol $r_{l,i}$: a minimális levél ellenállás az i -edik cellában [s m^{-1}], LAI_i : a levélfelületi index az i -edik cellában [-].

Az aerodinamikai ellenállás az alábbi (nyári, ill. téli félév esetén egyaránt):

$$r_{a,i} = \frac{1}{k^2 \cdot u_{a,i}} \cdot \left(\ln \left(\frac{z_a - d_i}{z_{0,i}} \right) \right)^2 \quad (8)$$

ahol k : a Kármán konstans [0,41], $u_{a,i}$: a nyári, ill. téli féléves átlagos szélesség az i -edik cellában [m s^{-1}], z_a : a meteorológiai állomás magassága az i -edik cellában [2 m], d_i : a szélprofil áthelyeződési hossz az i -edik cellában [m], $z_{0,i}$: az érdességi hossz a lendület áthelyeződés számára az i -edik cellában [m].

Az áthelyeződési hossz az alábbi:

$$d_i = 0.67 \cdot h_{c,i} \quad (9)$$

ahol $h_{c,i}$: a lombkorona magasság az i -edik cellában [m].

Az érdességi hossz az alábbi:

$$z_{0,i} = 0.123 \cdot h_{c,i} \quad (10)$$

Az aktuális transpiráció az alábbi:

$$T_{a,i} = T_{as,i} + T_{aw,i} = T_{rs,i} \cdot \left(1 - a_i \frac{P_{s,i} + (\Theta_{fc,i} - \Theta_{wp,i}) R_{d,i}}{T_{rs,i}} \right) + T_{rw,i} \cdot \left(1 - a_i \frac{P_{w,i} + (\Theta_{fc,i} - \Theta_{wp,i}) R_{d,i}}{T_{rw,i}} \right) \quad (11)$$

ahol $T_{a,i}$: az aktuális éves transpiráció az i -edik cellában [mm év^{-1}], $T_{as,i}$: az aktuális nyári féléves transpiráció az i -edik cellában [mm félév^{-1}], $T_{aw,i}$: az aktuális téli féléves transpiráció az i -edik cellában [mm félév^{-1}], a_i : a talaj homoktartalmához kötődő paraméter az i -edik cellában [-], $\theta_{fc,i}$: a talaj szabadföldi vízkapacitása az i -edik cellában [-], $\theta_{wp,i}$: a talaj hervadásponyi vízkapacitása az i -edik cellában [-], $R_{d,i}$: a gyökérzóna vastagsága az i -edik cellában [mm].

Az aktuális evaporáció az alábbi:

$$E_{a,i} = E_{as,i} + E_{aw,i} = (ET_{s,i} - I_{s,i} - T_{as,i}) \cdot \left(1 - a_i \frac{P_{s,i} + (\Theta_{fc,i} - \Theta_{wp,i}) R_{d,i}}{ET_{s,i}} \right) + (ET_{w,i} - I_{w,i} - T_{aw,i}) \cdot \left(1 - a_i \frac{P_{w,i} + (\Theta_{fc,i} - \Theta_{wp,i}) R_{d,i}}{ET_{w,i}} \right) \quad (12)$$

ahol $E_{a,i}$: az aktuális éves evaporáció az i -edik cellában [mm év⁻¹], $E_{as,i}$: az aktuális nyári féléves evaporáció az i -edik cellában [mm félév⁻¹], $E_{aw,i}$: az aktuális téli féléves evaporáció az i -edik cellában [mm félév⁻¹].

A vízmérleg-egyenlet (1) alapján a talajból leszivárgó vízmennyiség a következő:

$$RCH_i = RCH_{s,i} + RCH_{w,i} = (P_{s,i} - I_{s,i} - SR_{s,i} - T_{as,i} - E_{as,i}) + (P_{w,i} - I_{w,i} - SR_{w,i} - T_{aw,i} - E_{aw,i}) \quad (13)$$

ahol $RCH_{s,i}$: a talajprofilból elszivárgó nyári féléves vízmennyiség (talajvíz utánpótlódás) az i -edik cellában [mm félév⁻¹], ahol $RCH_{s,w}$: a talajprofilból elszivárgó téli féléves vízmennyiség (talajvíz utánpótlódás) az i -edik cellában [mm félév⁻¹].

II.1.2. Talajerózió

Az erózió számítása a hazai viszonyoknak megfelelően adaptált USLE-egyenlettel történik, melyben a csapadék eróziós energiáját reprezentáló R-tényezőt az évi csapadékösszegekből és a különböző csapadékkintenzitási osztályok éven belüli eloszlásából kapjuk (Salamin, 1982, Novotny, 2003). A domborzati viszonyok hatását kifejező LS tényező a cellaméretből (lejtőhossz) és a lejtésből számítható. Az USLE-egyenlet többi paraméterének értékét a talaj, a területhasználat típusa, a művelés körülményei, a lejtés és a humusztartalom mértéke határozza meg. (Salamin, 1982; Neitsch és mtsai, 2002, Novotny, 2003)

Az USLE-egyenlet:

$$SL_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot CM_i \cdot SP_i \quad (14)$$

ahol SL_i : az éves talajvesztés az i -edik cellában [t ha⁻¹ év⁻¹], R_i : a csapadék-eróziós index az i -edik cellában [t ha⁻¹ év⁻¹], K_i : a talaj erodibilitási tényezője az i -edik cellában [-], LS_i : a lejtőszög-lejtőhossz tényező az i -edik cellában [-], CM_i : a növényfedettség tényező az i -edik cellában [-], SP_i : az erózió elleni védekezés tényezője az i -edik cellában [-].

A csapadék-eróziós index:

$$R_i = \sum_{s=1}^n \left\{ \sum_{f=1}^p \left[(210,3 + 89 \cdot \log i_{f,s}) \cdot h_{f,s,i} \right] \cdot i_{\max,s,i}^{30} \cdot 10^{-2} \right\} \quad (15)$$

ahol s : a záporok indexe [-], n : a záporok száma az évben [-], f : az állandó intenzitású esőfázisok indexe az s -edik zápornál [-], p : az állandó intenzitású esőfázisok száma az s -edik zápornál [-], i_f : az átlagos csapadékkintenzitás az f -edik esőfázisban, az s -edik zápornál [mm h^{-1}], $h_{f,s,i}$: az az f -edik esőfázis csapadékmennyisége az s -edik zápornál, az i -edik cellában [mm], $i_{\max,s,i}^{30}$: a legnagyobb félórás csapadékkintenzitás az s -edik zápornál, az i -edik cellában [mm h^{-1}].

A lejtőszög-lejtőhossz tényező:

$$LS_i = \left(\frac{D_{cell}}{22.1} \right)^m \cdot (0.065 + 0.04579 \cdot S_i + 0.0065 \cdot S_i^2) \quad (16)$$

ahol D_{cell} : a cella rácsmérete, S_i : a cella lejtőszöge az i -edik cellában [%], m_i : a lejtőhossz hatványkitevője a lejtőszög függvényében az i -edik cellában [-].

II.1.3. Talajok P-háztartása

A felső talajréteg P tartalmának (oldott és partikulált) meghatározása hosszú távú mezőgazdasági statisztikai adatok, a humusztartalom és a légköri kiülepedési ráta alapján történik. Tekintettel a P felhalmozódási hajlamára a talajban, a modell kumulatív P mérlegszámítást tartalmaz, amely a múltbeli feleslegek göngyöltett számításával az aktuális (a vizsgált időszakra jellemző) talaj P tartalom meghatározására alkalmas. A kezdeti év 1960, amikor a műtrágya felhasználás alacsony szintű, a talaj P mérlege egyensúly közeli volt. A talaj P tartalmát ekkor a humuszban tárolt szerves P és a nem reaktív, stabil szerves P adja. Előbbi a szerves szén tartalom és a C:P arány alapján számítható (Neitsch és mtsai, 2002), utóbbi – nem lévén információ a talaj vas- és kalciumtartalmáról – az agyagtartalomtól közelíthető (Behrendt és mtsai, 2000). Minden egyes évre 1960-at követően a modell P mérleget számol a P inputok és outputok előjeles összegzésével. Csak a szerves P változását követi a modell, a humuszban tárolt szerves P és a stabil szerves P esetén csupán lassú és kismértékű változást feltételez, így ezek számítását elhanyagolja. Az input oldalon a szerves P műtrágya, a szerves trágya (az adagolás évében a szerves P 50 %-a hasznosul közvetlen tápanyagforrásként a gyors lebomlás miatt, a másik 50 % a humusz utánpótlását képezi), a humusz mineralizáció (Németh, 1996, Neitsch és mtsai, 2002) és a légköri kiülepedés (Schreiber és mtsai, 2003) szerepel, az outputnál pedig a learatott növényekben tárolt P (főbb növényfajtánként, Schreiber és mtsai, 2003) szerepel. A lefolyás, erózió és szivárgás okozta további veszteségeket a talaj P tartalma szempontjából a modell elhanyagolja. Minden évben a számított P többletet a modell előjelesen hozzáadja a talaj előző évi P tartalmához, majd a kapott új értéket szétosztja a partikulált és az oldott fázisok között Langmuir-típusú izoterma alkalmazásával. Az izoterma alakját a talaj fizikai tulajdonságai (humusz- és agyagtartalom, pH érték, Novotny, 2003) határozzák meg. Amennyiben a talaj adszorpciós kapacitása kimerül, az ezen felüli rész oldott fázisban marad.

Negatív P mérleg esetén a hiányt a korábban adszorbeált P deszorpciója egyenlíti ki, ami új egyensúlyi állapot kialakulásához vezet. Települések burkolt felületei esetén a modell oldott és partikulált P koncentrációkat rendel hozzá a városi lefolyáshoz a városi területhasználati formáknak (lakóterület, iparterület, közlekedési terület, stb.) megfelelően (Novotny, 2003).

A P-többlet éves értéke:

$$SUR_{i,j} = \left\{ \begin{array}{ll} \Delta P_{i,j} + MIN_{Hum,i} + E_{Atm} & \text{szántóföldi területnél} \\ PD_{ns,i,j} \cdot E_{Pop} \cdot 0.365 + MIN_{Hum,i} + E_{Atm} & \text{csatornázatlan városi területnél} \\ MIN_{Hum,i} + E_{Atm} & \text{egyéb területnél} \end{array} \right\} \quad (17)$$

ahol $SUR_{i,j}$: a P-többlet az i -edik cellában és a j -edik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], $\Delta P_{i,j}$: az éves mezőgazdasági P-többlet az i -edik cellában és a j -edik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], $MIN_{Hum,i}$: az éves mineralizálódó P-mennyiség a talaj humusztartalmából az i -edik cellában [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], E_{Atm} : az éves átlagos P-kiülepedés a légkörből [$0.4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], $PD_{ns,i,j}$: a csatornázatlan lakossűrűség az i -edik cellában és a j -edik évben [fő ha^{-1}], E_{Pop} : a fajlagos lakossági P-kibocsátás [$2 \text{ g fő}^{-1} \text{ nap}^{-1}$].

A mezőgazdasági P-többlet éves értéke (megyei szintű adatok alapján):

$$\Delta P_{i,j} = FERT_{i,j} + MAN_{i,j} \cdot R_{man} - PROD_{i,j} \quad (18)$$

ahol $FERT_{i,j}$: a szervesanyag-műtrágyával bevitt P mennyiség az i -edik cellában és a j -edik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], $MAN_{i,j}$: a szerves trágyával bevitt P mennyiség az i -edik cellában és a j -edik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], R_{man} : a szerves trágya mineralizálódó hányada [-], $PROD_{i,j}$: a terméssel elvont P mennyiség az i -edik cellában és a j -edik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$].

A humusz mineralizációja:

$$MIN_{Hum,i} = \frac{C_{Hum,i}}{100} \cdot R_{OM-C} \cdot R_{C-P} \cdot \rho_S \cdot (1 - \Theta_{S,i}) \cdot R_{Min} \cdot 10^4 \cdot Z_S \quad (19)$$

ahol $C_{Hum,i}$: a humusztartalom a talajban, az i -edik cellában [%], R_{OM-C} : a szervesanyag-szén arány [0.58], R_{C-P} : a szén-P arány [0.01], ρ_S : a talaj sűrűsége [2700 kg m^{-3}], $\Theta_{S,i}$: a talaj porozitása az i -edik cellában [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$], R_{Min} : az évi átlagos mineralizációs arány [0.02], Z_S : a felső talajréteg vastagsága [0.3 m].

A felső talajréteg anyagmérleg-egyenlete:

$$C_{Pact,i,j} = C_{PP,i,j} \cdot \rho_S + C_{DP,i,j} \cdot \Theta_{S,i} = \frac{Q_{0,i} \cdot b_i \cdot C_{DP,i}}{1 + b_i \cdot C_{DP,i}} \cdot \rho_S + C_{DP,i,j} \cdot \Theta_{S,i} \quad (20)$$

ahol $C_{Pact,i,j}$: a talajban lévő összes aktív szervesanyag P koncentrációja az i -edik cellában és a j -edik évben [$\mu\text{g L}^{-1}$], és a j -edik évben, $C_{PP,i,j}$: a talajban lévő aktív szervesanyag partikulált P koncentrációja az i -edik cellában és a j -edik évben [$\mu\text{g g}^{-1}$], $C_{DP,i,j}$: a talajban lévő oldott P koncentrációja az i -edik cellában és a j -edik évben [$\mu\text{g L}^{-1}$], $Q_{0,i}$: az adszorbeált P maximális

értéke az i -edik cellában [$\mu\text{g g}^{-1}$], b_i : az adszorpciós energia tényezője az i -edik cellában [$\text{L } \mu\text{g}^{-1}$].

A talajban lévő összes aktív szerves P mennyisége:

$$C_{Pact,i,j} = \frac{\sum_{k=1}^{T_{acc}} SUR_{i,k} \cdot 100}{Z_s} \quad (21)$$

ahol ahol $SUR_{i,k}$: a P-többlet az i -edik cellában és a j -edik évet megelőző, k -adik évben [$\text{kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$], T_{acc} : az akkumulációs idő [év].

Az akkumulációs idő:

$$T_{acc} = j - 1960 \quad (22)$$

Az oldott P koncentrációja a talajréteg anyagmérleg-egyenlete alapján:

$$C_{DP,i,j} = -\frac{\rho_s \cdot (1 - \Theta_{S,i}) \cdot Q_{0,i} \cdot b_i - \Theta_{S,i} + C_{Pact,i,j} \cdot b_i}{2 \cdot \Theta_{S,i} \cdot b_i} + \sqrt{\frac{(\rho_s \cdot (1 - \Theta_{S,i}) \cdot Q_{0,i} \cdot b_i + \Theta_{S,i} - C_{Pact,i,j} \cdot b_i)^2 + 4 \cdot \Theta_{S,i} \cdot b_i \cdot C_{Pact,i,j}}{2 \cdot \Theta_{S,i} \cdot b_i}} \quad (23)$$

Az adszorpciós maximum értéke:

$$Q_{0,i} = -3.5 + 10.7 \cdot C_{Clay,i} + 49.5 \cdot C_{Hum,i} \cdot R_{OM-C} \quad (24)$$

ahol $C_{Clay,i}$: az agyagtartalom a talajban, az i -edik cellában [%].

Az adszorpciós energia koefficiens a következő:

$$b_i = \left(0.061 + 170 \cdot 10^{-pH_i} + 0.027 \cdot C_{Clay,i} + 0.076 \cdot C_{Hum,i} \cdot R_{OM-C} \right) 10^{-3} \quad (25)$$

ahol pH_i : a talaj pH értéke az i -edik cellában.

A partikulált P koncentrációja az izoterma alapján:

$$C_{PP,i,j} = \frac{Q_{0,i} \cdot b_i \cdot C_{DP,i,j}}{1 + b_i \cdot C_{DP,i,j}} \quad (26)$$

A partikulált P teljes mennyisége a talajban:

$$C_{PPtot,i,j} = C_{PP,i,j} + C_{PP,org,i} + C_{PP,sta,i} \quad (27)$$

ahol $C_{PPtot,i,j}$: a talajban felhalmozódott, szerves és szervesetlen partikulált P mennyisége az i -edik cellában és a j -edik évben [$\mu\text{g g}^{-1}$], $C_{PP,org,i}$: a talaj humusztartalmában lévő szerves partikulált P mennyisége az i -edik cellában [$\mu\text{g g}^{-1}$], $C_{PP,sta,i}$: a talaj stabil szervesetlen partikulált P mennyisége az i -edik cellában [$\mu\text{g g}^{-1}$].

A szerves partikulált P mennyisége a talajban:

$$C_{PP,org,i} = \frac{C_{Hum,i}}{100} \cdot R_{OM-C} \cdot R_{C-P} \quad (28)$$

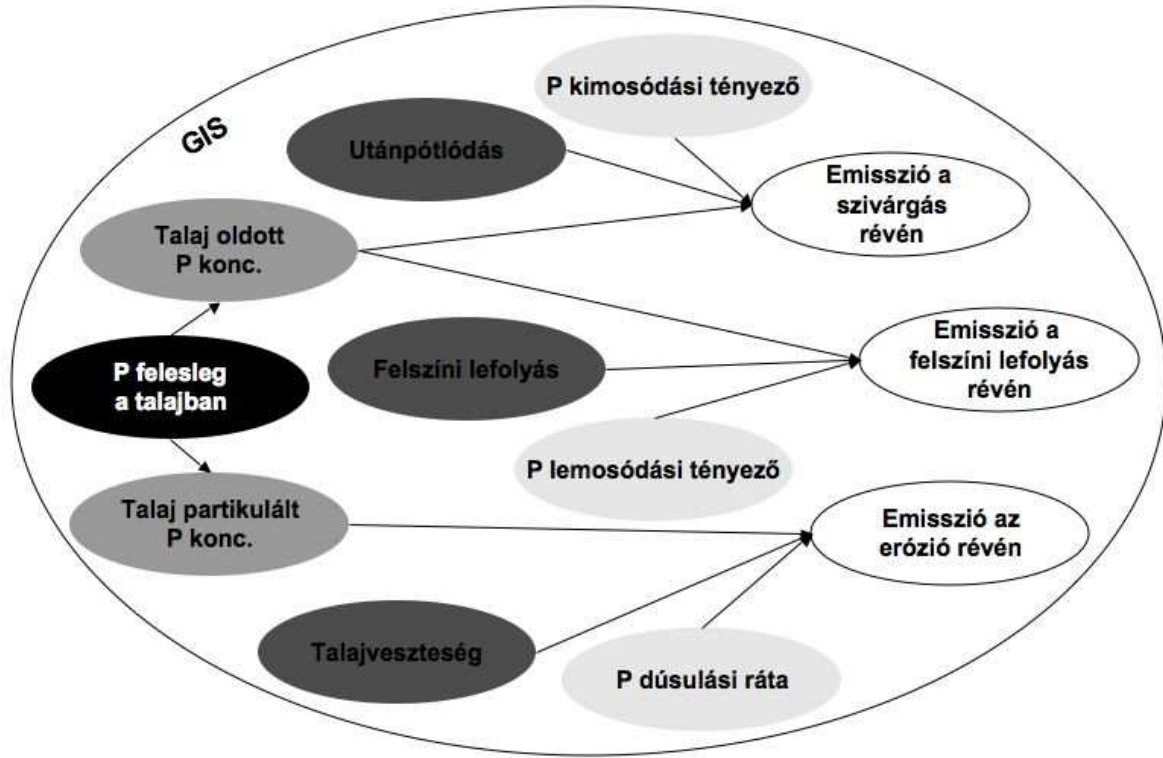
A stabil szervesetlen partikulált P mennyisége a talajban:

$$C_{PP,sta,i} = 150 + 10.2 \cdot C_{clay,i} \quad (29)$$

ahol $C_{DPtot,i}$: a talajban felhalmozódott oldott P mennyisége az i -edik cellában [$\mu\text{g g}^{-1}$].

II.1.4. P-emissziók

A lefolyás, a szivárgás és a talajvesztés, ill. a talaj oldott és partikulált P tartalmak ismeretében a cellákat elhagyó diffúz P-emissziók páronkénti szorzással (lefolyás-oldott P, szivárgás-oldott P, ill. talajvesztés-partikulált P) cellánként számíthatóak (lásd 2. ábra). A lefolyás, ill. a szivárgás esetén egy-egy, az agyagtartalomtól függő módosító tényező került bevezetésre a lefolyás/szivárgó víz, ill. a talajoldat koncentráció különbségének figyelembe vételére (le-, ill. kimosódási index). Az eróziónál pedig a feldúsulási ráta (szintén az agyagtartalom függvényében) a finomabb szemcséknek az erodált talajban történő feldúsulását juttatja érvényre. A cellánkénti összes emisszió az oldott és a partikulált P-emissziók összegeként adódik.



2. ábra. Az emisszió számítás sémája a PhosFate modellben.

Emisszió a felszíni lefolyással:

$$E_{SR,i} = \begin{cases} SR_i \cdot A_{cell} \cdot C_{DPtot,i} \cdot R_{SR,i} \cdot 10^{-5} & \text{vidéki cellákra} \\ SR_i \cdot A_{cell} \cdot C_{DP,u} \cdot 10^{-2} & \text{városi cellákra} \end{cases} \quad (30)$$

ahol $E_{SR,i}$: az éves P-emisszió felszíni lefolyással az i -edik cellában [kg év^{-1}], A_{cell} : a cellaterület [10^4 m^2], $R_{SR,i}$: a lemosódási index az i -edik cellában [-], $C_{DP,u}$: az oldott P koncentráció a városi lefolyásban, az u -adik városi cellában [g m^{-3}].

Emisszió az erózióval:

$$E_{ER,i} = \begin{cases} SL_i \cdot A_{cell} \cdot C_{PPtot,i} \cdot ER_i \cdot 10^{-3} & \text{vidéki cellákra} \\ SR_i \cdot A_{cell} \cdot C_{PP,u} \cdot 10^{-2} & \text{városi cellákra} \end{cases} \quad (31)$$

ahol $E_{ER,i}$: az éves P-emisszió erózióval az i -edik cellában [kg év^{-1}], ER_i : a P feldúsulási ráta az erodált talajra az i -edik cellában [-], $C_{PP,u}$: a partikulált P koncentráció a városi lefolyásban, az u -adik városi cellában [g m^{-3}].

Emisszió a szivárgó vízzel:

$$E_{RCH,i} = RCH_i \cdot A_{cell} \cdot C_{DPtot,i} \cdot R_{RCH,i} \cdot 10^{-5} \quad (32)$$

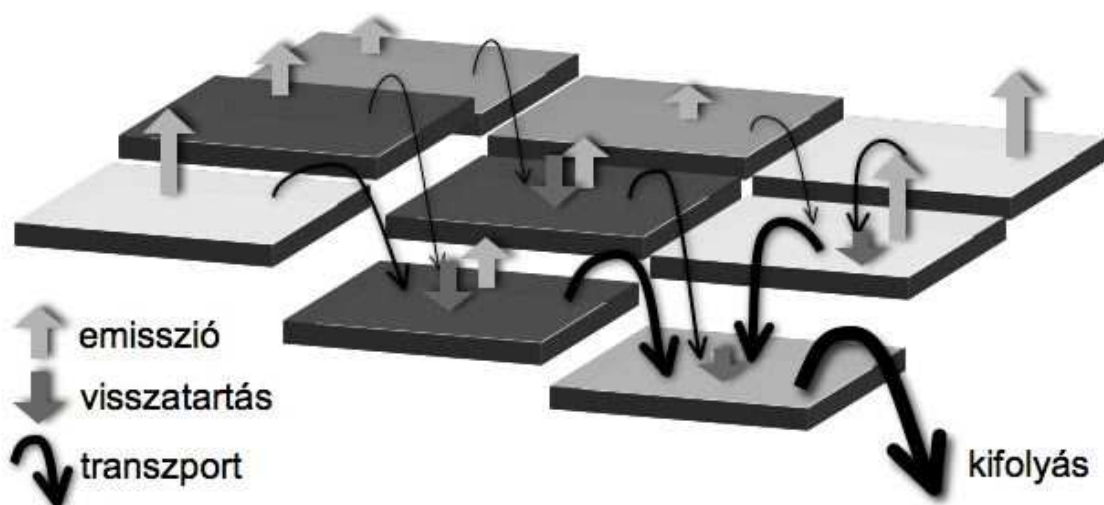
ahol $E_{RCH,i}$: az éves P-emisszió szivárgással az i -edik cellában [kg év⁻¹], $R_{RCH,i}$: a kimosódási index az i -edik cellában [-].

II.2. Transzport modell

Az emissziómodell által cellaszinten, egymástól függetlenül számított lefolyás, talajveszteség, ill. P-emisszió értékeket a transzport modell kapcsolja össze, megteremtve ezáltal a szomszédos cellák együttműködését és így a lokális anyagáramok elmozdulását a vízgyűjtőn. A modell külön számítja a felszíni diffúz, felszín alatti diffúz, ill. új elemként a pontszerű anyagáramok mozgását a vízgyűjtőn. A felszíni eredetű, ill. a pontszerű fluxusok esetén a hidrológiai fa alapján történik a transzport számítása a terepen és a mederben egyaránt. A felszín alatti terheléseknél azonban a hiányos altalaj, ill. közetadatok miatt terepi (vízgyűjtő) transzport modellezés nem történik, csupán a mederbe történő belépést követően. A modell figyembe veszi a vízfolyáshálózaton található állóvizek vízminőségi hatásait is. A transzport modell eredményeként a mederhálózat tetszőleges pontján megadható a vízhozam és a P anyagáram teljes és komponensenkénti értéke, ill. a mederbeli P-koncentrációk értéke.

II.2.1. Felszíni eredetű P-terhelések transzportja

A felszíni lefolyás, az erodált lebegőanyag és a felszíni P emissziók további sorsát a vízgyűjtőn a modell egy felszíni transzport algoritmussal követi végig a forráscelláktól a vízgyűjtő alsó, kifolyási szelvényéig (lásd 3. ábra). A transzport modell első lépésként feltölti a lokális mélyedéseket, majd a cellák magassági értéke szerint minden cella számára lefolyási irányt jelöl ki (hidrológiai fa). A cellák így módon terepi és mederbeli lefolyási pályákba rendeződnek, melyek a lefolyó víz útját jelölik ki minden egyes cellából a vízgyűjtő alsó pontja felé. A cellánkénti felszíni lefolyás értékek ezáltal kumulatív módon összegezhetőek.



3. ábra. A felszíni transzport számítási sémája a PhosFate modellben.

A modell csak a lebegőanyag és a partikulált P esetén feltételez visszatartást (elsősorban az ülepedés miatt), az oldott P-t veszteség nélkül konvertálja a kifolyási pontba. Valamennyi cella számára a modell átlagos áramlási sebességet számít a Manning-egyenlettel (Fread, 1993, Borah és Bera, 2003). Az érdességi tényezőt a területhasználati forma, ill. a mederjellemzők alapján veszi fel (Neitsch és mtsai, 2002, Liu és De Smedt, 2004). A hidraulikai sugár a modellben időben átlagolt, értékét a modell minden cella számára az adott cella feletti vízgyűjtőterület hatványfüggvényével közelíti (Liu és De Smedt, 2004). A sebesség alapján minden cellára átlagos áthaladási idő számítható, amely alapján, konstans visszatartási tényező – külön terepi, ill. mederbeli értékekkel - feltételezése mellett, az adott cellára érvényes lebegőanyag, ill. P visszatartás szimulálható. Kombinálva az emisszió számítást a transzport algoritmussal, a vízgyűjtő tetszőleges pontjára számítható a P anyagáram.

Cella anyagmérleg a felszíni lefolyásra:

$$OUT_{SR,i} = \left\{ \begin{array}{ll} IN_{SR,i} + \frac{SR_i \cdot 10^{-1}}{365 \cdot 86400} & \text{terepi cellákra} \\ IN_{SR,i} & \text{mederbeli cellákra} \end{array} \right\} \quad (33)$$

ahol $OUT_{SR,i}$: a cellából kilépő felszíni lefolyás az i -edik cellában [$m^3 s^{-1}$], $IN_{SR,i}$: a cellába belépő felszíni lefolyás az i -edik cellában [$m^3 s^{-1}$].

Cella anyagmérleg az oldott P transzportra:

$$OUT_{DP,i} = \left\{ \begin{array}{ll} IN_{DP,i} + E_{SR,i} & \text{terepi cellákra} \\ IN_{DP,i} & \text{mederbeli cellákra} \end{array} \right\} \quad (34)$$

ahol $OUT_{DP,i}$: a kilépő oldott P anyagáram az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$], $IN_{DP,i}$: a belépő oldott P anyagáram az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$].

Cella anyagmérleg a partikulált P transzportra:

$$OUT_{PP,i} = \left\{ \begin{array}{ll} IN_{PP,i} + E_{ER,i} - RET_{PP,i} & \text{terepi cellákra} \\ IN_{PP,i} - RET_{PP,i} & \text{mederbeli cellákra} \end{array} \right\} \quad (35)$$

ahol $OUT_{PP,i}$: a kilépő partikulált P anyagáram az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$], $IN_{PP,i}$: a belépő partikulált P anyagáram az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$], $RET_{PP,i}$: a partikulált P visszatartás az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$].

A partikulált P visszatartás:

$$RET_{PP,i} = \left\{ \begin{array}{ll} IN_{PP,i} \cdot k_{PPret,f} \cdot t_{cell,i}^* & \text{terepi cellákra} \\ IN_{PP,i} \cdot k_{PPenr,ch} \cdot t_{cell,i}^* & \text{mederbeli cellákra} \end{array} \right\} \quad (36)$$

ahol $k_{PPret,f}$: a terepi partikulált P visszatartási tényező [s^{-1}], $k_{PPret,ch}$: a mederbeli partikulált P visszatartási tényező [s^{-1}], $t_{cell,i}^*$ a cellán való átlagos áthaladási idő az i -edik cellában [s].

Átlagos áthaladási idő a cellán:

$$t_{cell,i}^* = \frac{d_{cell}}{v_i} \quad (37)$$

ahol d_{cell} : a cellaméret [100 m], v_i : az átlagos lefolyási sebesség az i -edik cellában [m/s].

Átlagos lefolyási sebesség (Manning-formula):

$$v = \frac{1}{n_i} \cdot HR_i^{\frac{2}{3}} \cdot S_i^{\frac{1}{2}} \quad (38)$$

ahol n_i : a Manning-féle érdességi tényező az i -edik cellában [$m^{-1/3} s$], HR_i : az átlagos hidraulikai sugár az i -edik cellában [m], S_i : a lejtés az i -edik cellában [m/m].

Átlagos hidraulikai sugár:

$$HR_i = a_p \cdot A_{drain,i}^{b_p} \quad (39)$$

ahol $A_{drain,i}$: az adott cella feletti teljes vízgyűjtőterület az i -edik cellában [km^2], a_p , b_p : a vízhozam-gyakoriságtól függő paraméterek [0.01, ill. 0.3].

II.2.2. Felszín alatti eredetű P-terhelések transzportja

Az alaphozam, ill. a felszín alatti eredetű terhelések esetén csak a mederbeli anyagáramokat számítására szorítkozik a modell, mivel a terepszint alatti áramlási és transzport folyamatok jellemzőiről nem áll rendelkezésre vízgyűjtő léptéken megfelelő információ. Adott mederbeli cellára mindig a hozzá tartozó felszíni vízgyűjtőterületen elhelyezkedő cellák összegzett szivárgó hozama, ill. emissziója lesz mértékadó. A transzport számítása a felszíni oldott P-hez hasonlóan visszatartás nélkül történik.

Cella anyagmérleg mederbeli alaphozamra:

$$OUT_{BF,i} = IN_{BF,i} = \frac{\sum_{j=1}^n (RCH_{j,i}) \cdot 10^{-1}}{365 \cdot 86400} \quad (40)$$

ahol $OUT_{BF,i}$: a cellából kilépő alaphozam az i -edik cellában [$m^3 s^{-1}$], $IN_{BF,i}$: a cellába belépő alaphozam az i -edik cellában [$m^3 s^{-1}$], j az i -edik cella feletti cellák indexe [-], n i -edik cella feletti cellák száma [-].

A mederre részvízgyűjtőnként érvényes, felszín alatti eredetű, oldott P koncentráció:

$$C_{DP,BF,m} = \frac{A_s \cdot C_{DP,s} + A_c \cdot C_{DP,c} + A_f \cdot C_{DP,b} + A_{nat} \cdot C_{DP,nat}}{A_s + A_c + A_b + A_{nat}} \quad (41)$$

ahol $C_{DP,BF,m}$: a mederrendszerben lévő, felszín alatti eredetű, oldott P koncentráció az n -edik részvízgyűjtőn (valamennyi medercellában) [g m^{-3}], A_s : a mezőgazdasági művelésű homoktalajok területe az n -edik részvízgyűjtőn [km^2], $C_{DP,s}$: mezőgazdasági művelésű homoktalajok talajvizének oldott P koncentrációja az az n -edik részvízgyűjtőn [g m^{-3}], A_c : a mezőgazdasági művelésű agyagtalajok területe az n -edik részvízgyűjtőn [km^2], $C_{DP,c}$: mezőgazdasági művelésű agyagtalajok talajvizének oldott P koncentrációja az az n -edik részvízgyűjtőn [g m^{-3}], A_f : a mezőgazdasági művelésű tőzegtalajok területe az n -edik részvízgyűjtőn [km^2], $C_{DP,f}$: mezőgazdasági művelésű tőzegtalajok talajvizének oldott P koncentrációja az az n -edik részvízgyűjtőn [g m^{-3}], A_{nat} : a természetes növénytakarójú területek az n -edik részvízgyűjtőn [km^2], $C_{DP,nat}$: a természetes növénytakarójú területek talajvizének oldott P koncentrációja az az n -edik részvízgyűjtőn [g m^{-3}].

Cellaméreg felszín alatti, oldott P transzportra:

$$OUT_{DP,BF,i(m)} = IN_{DP,BF,i(m)} = OUT_{BF,i(m)} \cdot C_{DP,BF,m} \quad (42)$$

II.2.3. A pontszerű P-emissziók transzportja

A pontszerű terhelések számításának első lépése a szennyvíztisztító telepekről, ill. az ipari üzemekből elfolyó szennyvíz mennyiségének, ill. minőségének számszerűsítése. Kommunális telepek esetén a fajlagos lakosegyenértékre megállapított P-kibocsátás, a telephez csatlakozó lakosegyenérték és a technológiához rendelhető tisztítási hatásfok alapján történik az emissziók meghatározása, ipari üzemek esetén a technológiai adatok ismerete szükségeltetik. A pontszerű kibocsátások koordinátával kerülnek a vízhálózatba, majd a modell a legközelebb eső medercellára igazítja a beolvasott térbeli helyeket. A pontszerű kibocsátások további transzportjának számítása a diffúz terhelésekkel megegyező módon, de attól elszeparáltan történik, lehetőséget adva ezzel a pontszerű kibocsátások szabályozásának elemzésére is.

A pontszerű szennyvízhozam:

$$PQ_i = \frac{Q_{wwtp,i} + Q_{ind,i}}{86400} = \frac{PEQ_i \cdot ww \cdot 10^{-3} + Q_{ind,i}}{86400} \quad (43)$$

ahol PQ_i : a pontszerű szennyvízhozam az i -edik cellában [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$], $Q_{wwtp,i}$: az i -edik cellánál található szennyvíztisztító telep szennyvízhozama [$\text{m}^3 \text{nap}^{-1}$], $Q_{ind,i}$: az i -edik cellánál található ipari üzem szennyvízhozama [$\text{m}^3 \text{nap}^{-1}$], PEQ_i : az i -edik cellánál található szennyvíztisztító telep lakosegyenértéke [-], ww : a lakosegyenértékre vonatkoztatott fajlagos szennyvíz kibocsátás [$\text{l lakosegyenérték}^{-1} \text{nap}^{-1}$],.

A pontszerű oldott P emisszió:

$$PE_{DP,i} = \left[PEQ_i \cdot e_{tp} \cdot \left(1 - \frac{X_{TP,i}}{100} \right) \cdot c_{DP} + Q_{ind,i} \cdot C_{TP,ind,i} \cdot \left(1 - \frac{X_{TP,ind,i}}{100} \right) \cdot c_{DP,ind,i} \right] \cdot 10^{-3} \cdot 365 \quad (44)$$

ahol $PE_{DP,i}$: a pontszerű oldott P emisszió az i -edik cellában [kg év⁻¹], e_{tp} : a lakosegyenértékre vonatkoztatott fajlagos P-kibocsátás [g lakosegyenérték⁻¹ nap⁻¹], $X_{TP,i}$: az i -edik cellánál található szennyvíztisztító telep P-eltávolítási hatásfoka [%], c_{DP} : az oldott és az összes P aránya az elfolyó kommunális szennyvízben [-], $C_{TP,ind,i}$: az i -edik cellánál található ipari üzem nyers szennyvizének összes P koncentrációja [g m⁻³], $X_{TP,ind,i}$: az i -edik cellánál található ipari üzem P-eltávolítási hatásfoka [%], $c_{DP,ind,i}$: az oldott és az összes P aránya az az i -edik cellánál található ipari üzem elfolyó szennyvizében [-].

A pontszerű partikulált P emisszió:

$$PE_{PP,i} = \left[PEQ_i \cdot e_{tp} \cdot \left(1 - \frac{X_{TP,i}}{100} \right) \cdot c_{PP} + Q_{ind,i} \cdot C_{TP,ind,i} \cdot \left(1 - \frac{X_{TP,ind,i}}{100} \right) \cdot c_{PP,ind,i} \right] \cdot 10^{-3} \cdot 365 \quad (45)$$

ahol $PE_{PP,i}$: a pontszerű partikulált P emisszió az i -edik cellában [kg év⁻¹], c_{PP} : a partikulált és az összes P aránya az elfolyó kommunális szennyvízben [-], $c_{PP,ind,i}$: a partikulált és az összes P aránya az az i -edik cellánál található ipari üzem elfolyó szennyvizében [-].

Cella anyagmérleg pontszerű oldott P transzportra:

$$OUT_{DP,PS,i} = IN_{DP,PS,i} + PE_{DP,i} \quad (46)$$

ahol $OUT_{DP,PS,i}$: a kilépő pontszerű oldott P anyagáram az i -edik cellában [kg év⁻¹], $IN_{DP,PS,i}$: a belépő pontszerű oldott P anyagáram az i -edik cellában [kg év⁻¹].

Cella anyagmérleg pontszerű partikulált P transzportra:

$$OUT_{PP,PS,i} = IN_{PP,PS,i} + PE_{PP,i} - RET_{PP,PS,i} \quad (47)$$

ahol $OUT_{PP,PS,i}$: a kilépő pontszerű partikulált P anyagáram az i -edik cellában [kg év⁻¹], $IN_{PP,PS,i}$: a belépő pontszerű partikulált P anyagáram az i -edik cellában [kg év⁻¹], $RET_{PP,PS,i}$: a pontszerű partikulált P visszatartás az i -edik cellában [kg év⁻¹].

A pontszerű partikulált P visszatartás a felszíni diffúzéhoz analóg módon:

$$RET_{PP,PS,i} = IN_{PP,PS,i} \cdot k_{P\ Ret, ch} \cdot t_{cell,i}^* \quad (48)$$

II.2.4. A felszíni, felszín alatti és a pontszerű hozamok összegzése

Az egyes lefolyás-, ill. terheléskomponensek göngyöltése után valamennyi cellára rendelkezésre áll azok cellát elhagyó mennyisége, így egyszerű összegzésekkel meghatározhatóak a teljes mederbeli anyagmennyiségek. Ezt követően valamennyi cellára megadható az éves átlagos összes P koncentráció, ami a víztestek eutrofizációs kockázatának megítélésénél lényeges paraméter.

A teljes mederbeli vízhozam:

$$OUT_{Q,i} = OUT_{SR,i} + OUT_{BF,i} + PQ_i \quad (49)$$

ahol $OUT_{Q,i}$: a cellából kilépő teljes vízhozam az i -edik cellában [$m^3 s^{-1}$].

A mederbeli összes P anyagáram:

$$OUT_{TP,i} = OUT_{DP,i} + OUT_{PP,i} + OUT_{DP,BF,i} + OUT_{DP,PS,i} + OUT_{PP,PS,i} \quad (50)$$

ahol $OUT_{TP,i}$: a cellából kilépő összes P anyagáram az i -edik cellában [$kg \text{ év}^{-1}$].

A mederbeli összes P koncentráció:

$$C_{TP,i} = \frac{OUT_{TP,i} \cdot 10^6}{365 \cdot 86400 \cdot OUT_{Q,i}} \quad (51)$$

ahol $C_{TP,i}$: az összes P koncentráció az i -edik cellában [$mg m^{-3}$].

II.2.5. Tározók számítása

A vízfolyáshálózaton elhelyezkedő tavak és tározók esetén a P visszatartást a modell a Vollenweider-összefüggéssel közelíti. A pontszerű kibocsátásokhoz hasonlóan a tározók azonosítása egyetlen koordináta párral történik, a végső helyet pedig a beolvasott ponthoz legközelebb elhelyezkedő medercella jelöli ki. A tározók egyetlen szükséges adata az üzemi vízszinthez tartozó térfogat.

A tározó hidraulikai terhelése:

$$Q_{RES,IN,i} = Q_{RES,OUT,i} = OUT_{Q,i} \quad (52)$$

ahol $Q_{RES,IN,i}$: az i -edik cellához rendelt tározóba belépő éves vízmennyiség [$m^3 s^{-1}$],
 $Q_{RES,OUT,i}$: az i -edik cellához rendelt tározóból kilépő éves vízmennyiség [$m^3 s^{-1}$].

A tározó külső P-terhelése:

$$L_{TP,RES,i} = IN_{DP,i} + IN_{PP,i} + IN_{DP,BF,i} + IN_{DP,PS,i} + IN_{PP,PS,i} \quad (53)$$

ahol $L_{TP,RES,i}$: az i -edik cellához rendelt tározóba belépő éves összes P terhelés [kg év⁻¹].

A tározó tartózkodási ideje:

$$\tau_i = \frac{V_i}{Q_{RES,OUT,i} \cdot 86400 \cdot 365} \quad (54)$$

ahol τ_i : az i -edik cellához rendelt tározó tartózkodási ideje [év].

A tározó elfolyó víz összes P koncentrációja:

$$C_{TP,res,i} = \frac{L_{TP,RES,i} \cdot 10^{-6}}{Q_{RES,OUT,i}} \cdot \frac{1}{1 + k_{TP,RES,i} \cdot \sqrt{\tau_i}} \quad (55)$$

ahol $C_{TP,res,i}$: az i -edik cellához rendelt tározóból kilépő víz összes P koncentrációja [mg m⁻³],
 $k_{TP,RES,i}$: az i -edik cellához rendelt tározó összes P-visszatartási tényezője [-].

II.3. Szabályozási forgatókönyvek elemzése

A bemutatott modellre épülve egy BMP tervező felület készült a vízgyűjtőn végzett beavatkozások hatásainak elemzése céljából. A felület a számos BMP alkalmazás közül a területhasználati és gazdálkodási változtatásokra irányul. A területhasználat váltások (pl. erdősítés, rét vagy vizes élőhely kialakítása mezőgazdasági területekből, stb.) befolyásolják a talaj vízháztartását és az eróziós potenciált. A művelési mód váltások (pl. szántási irány, minimális művelés, sávos művelés, mulcsolás, teraszolás) főként a talajvesztés mértékére hatnak kedvezően a lefolyás, ill. a talajvesztés csökkentése által. A puffer zónák, szűrőmezők és tározók/wetlandek a transzportot kontrollálják, a kibocsátott P egy részét a terepen vagy a mederben visszatartják. Fő hatásuk az áramlási sebesség csökkentésében és ezáltal a tartózkodási idő növelésében rejlik. Fenti beavatkozásokat a modell a lefolyást, a talajvesztés, ill. a transzportot befolyásoló paraméterek módosításával veszi figyelembe. Emellett a beavatkozások éves költségei is megjelennek a modellben (Tar, 2006). A tervező felület lehetőséget nyújt a felhasználó számára, hogy különböző BMP-eket tervezzen és alkalmazzon a vizsgált vízgyűjtőn, segíti ezek hatásainak szimulálását a P forgalmi modell módosításoknak megfelelő futtatásával. A terhelés csökkentési hatékonyság mellett a modell szimulálja a beavatkozások várható költségeit is. A modell emellett lehetőséget biztosít a trágya felhasználási szokások módosulásának, a klímaváltozás lehetséges forgatókönyveinek, valamint a pontszerű kibocsájtások szabályozásának hatáselemzésére is.

II.3.1. Forráskontroll

A forráskontroll esetén a következő beavatkozások vizsgálatára ad lehetőséget a modell:

- a talajok P-feleslegének csökkentése (hatékony műtrágya használat, szerves trágya nagyobb arányú felhasználása),

- művelési mód váltás (szintvonalas szántás, sávos ültetés, mulcsolás, teraszolás, zéró vagy minimális mértékű talajművelés, másodlagos növények ültetése a főnövény aratása után),
- művelési ág váltás (szántóföld⇒rét, szántóföld⇒vizes élőhely, szántóföld⇒erdő konverzió).

II.3.2. Transzportkontroll

A transzportkontroll esetén a modell az alábbi opciókat biztosítja:

- puffer zónák létesítése a szántóföldi táblák, ill. a vízfolyások mentén,
- füves szűrősávok létesítése a szántóföldi táblák, ill. a vízfolyások mentén,
- vizes élőhelyek, tározók létesítése a vízfolyás hálózaton.

II.3.3. Pontszerű kibocsájtások szabályozása

A modell tetszőleges számú és koordinátájú pontszerű forrás vízfolyás hálózaton történő elhelyezését és paraméterezését (lakosegyenérték, fajlagos szennyvízhozam és P-emisszió, eltávolítási hatások, ill. elfolyó vízhozam és koncentrációk) teszi lehetővé. Emellett a már meglévő források paraméterei is könnyen változtathatóak.

III. Eredmények és értékelésük

III.1. Kalibrálás és igazolás

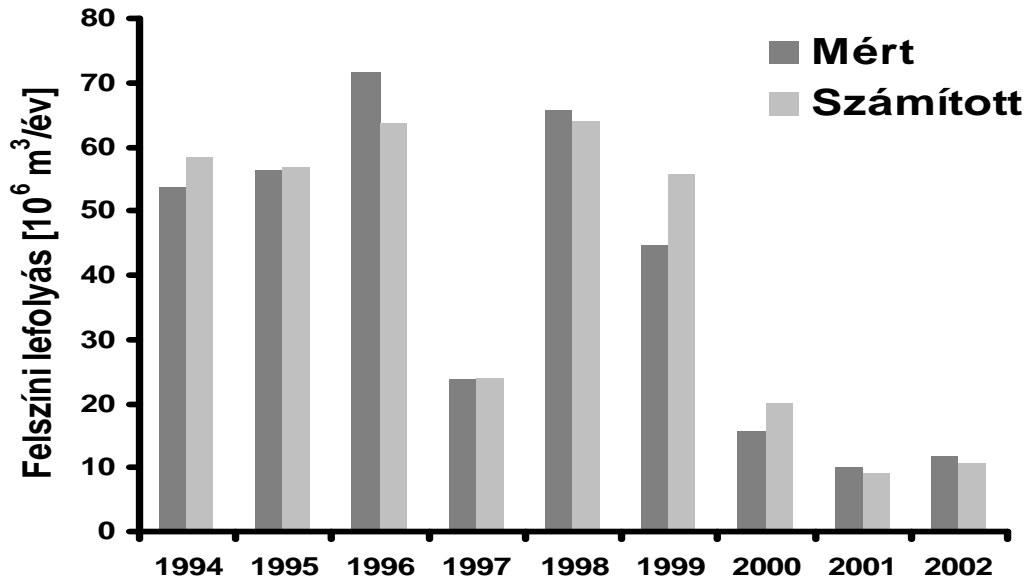
A lefolyási tényezőket, ill. a transzportmodell két fő paraméterét, a terepi és a mederbeli visszatartási tényezőt a monitorozott hazai közepes vízgyűjtők kifolyási pontjain mért éves felszíni lefolyás, ill. felszíni eredetű oldott és partikulált P anyagáram értékekre kalibráltuk. Minthogy a mért anyagáramok a teljes terhelést jelenítik meg (felszíni, felszín alatti és pontszerű szennyezések együtt), az összehasonlítás számára szükség volt a felszíni eredetű lefolyás és terhelés leválasztására a mért anyagáramokból. Ehhez a mért anyagáramok idősorát erősen (felszíni eredetű fluxusok) és mérsékelten (felszín alatti, ill. pontszerű eredetű fluxusok) változó komponensekre bontottuk a szeparált lefolyáskomponensek alapján. A lefolyáskomponensek szétválasztása egy alaphozam szűrési algoritmussal történt (Arnold és mtsai, 1995).

Az eredmények közül három területet mutatunk be részletesen. A modellt 9 (1994-2002, Zala), 7 (1997-2003, Kapos), ill. 6 (1997-1999, 2001-2003, Eger-patak,) évre futtattuk, a Zalaapáti (Zala, ~1500 km²), a Pincehely (Kapos, ~3200 km²), ill. (Eger-patak, ~800 km²) feletti vízgyűjtőkre. A kalibráció az első három évre történt, ezt követően a paraméterek változtatása nélkül határoztuk meg a időszakok további éveinek anyagáramait (igazolás). Az így kapott eredményeket összehasonlítottuk a mérésekből nyert értékekkel, ezzel igazolva a kalibráció helyességét.

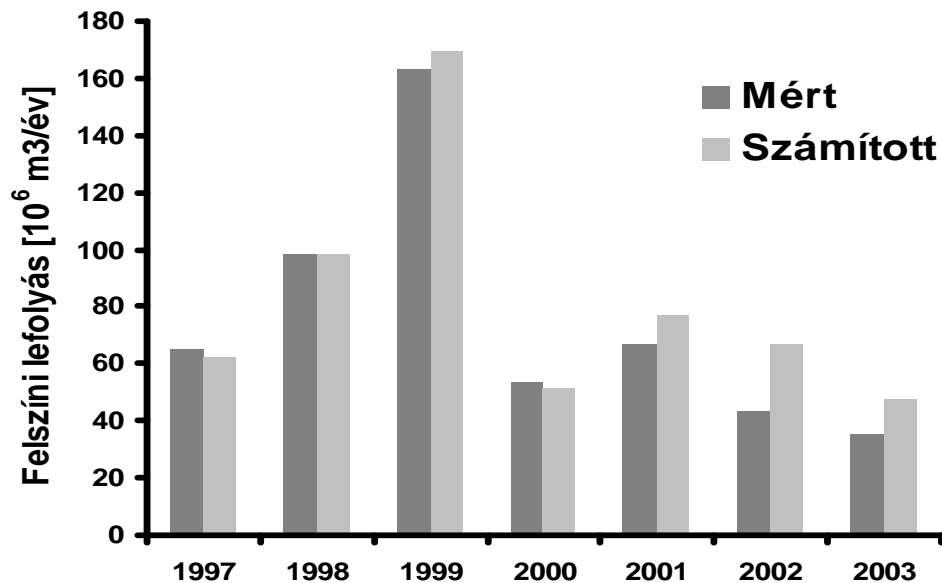
Az eredményeket a 4.-12. ábrák ábrázolják. Mind a lefolyás, mind a foszfor anyagáramok (oldott és partikulált) esetén a mért és a számított értékek csak kis mértékben térnek el egymástól. A korrelációt megvizsgálva tapasztalhatjuk, hogy a mért és a számított értékek erős korrelációt mutatnak mind a lefolyásra, mind a DP-re, mind pedig a PP-re. A lefolyásra, a DP-re, ill. a PP-re a korrelációs együttható négyzete a Zala esetén rendre 0.95, 0.94 és 0.90, a Kaposra 0.95, 0.95 és 0.89, míg az Eger-patakra 0.77, 0.78, és 0.89. Ezeket az értékeket elfogadhatónak tekinthetjük. A legnagyobb eltérések a Zalánál a lefolyás esetén 30 %, a DP és a PP esetén 50 % és 45 % alatt maradnak, az átlagos eltérés rendre 4 %, 15 %, ill. 8 %. A Kaposnál ugyanezek az értékek 55 %, 42 % és 45 % (legnagyobb hiba), ill. 9 %, 5 % és 9 % (átlagos hiba). Végül az értékek az Eger-patak esetén 60 %, 60 %, ill. 50 % (legnagyobb hiba), ill. 15 %, 3 % és 1 % (átlagos hiba).

A többi vízfolyás esetén a kalibrációt hasonló módon, egy elfogadható hiba, ill. korrelációs együttható érték eléréséig folytattuk, majd a kapott értékeket rögzítettük. Összességében tehát az egyszerű algoritmus ellenére a modell megfelelően szimulálja a felszíni lefolyást és a felszíni eredetű foszfor anyagáramokat. A kalibrációhoz használt teszt-vízgyűjtők elsősorban közepes nagyságú (1000 km² nagyságrend), hegy-, ill. dombvidéki vízgyűjtők voltak, így a fentebb említett pontosság főként a hasonló típusú és léptékű területeken várható. Kisebb léptékek felé haladva, ahol a lokális különbségek, vízgyűjtő inhomogenitások és egyedi sajátosságok sokkal erősebben jelennek meg, az eredmények várható (és elvárt) pontossága a közepes vízgyűjtőkre kapott értékeknél feltehetőleg rosszabb. Hasonló problémák merülnek fel a síkvidéki vízgyűjtők esetén, ahol a felszíni bemosódás kevésbé jelentős, a felszín alatti, ill. a belvíz okozta terhelések hatása ugyanakkor erőteljesebb. Ezeket az útvonalakat a modell azonban csak közelítően, vagy egyáltalán nem számítja, így síkvidéki területek esetén csak nagyságrendi becslésekre számíthatunk a modelltől. Ez azonban nem okoz jelentős problémát, hiszen a diffúz P-terhelések csökkentését célzó beavatkozások elsősorban a dombvidéki területeket érintik, ahol a modell megbízhatósága jobb.

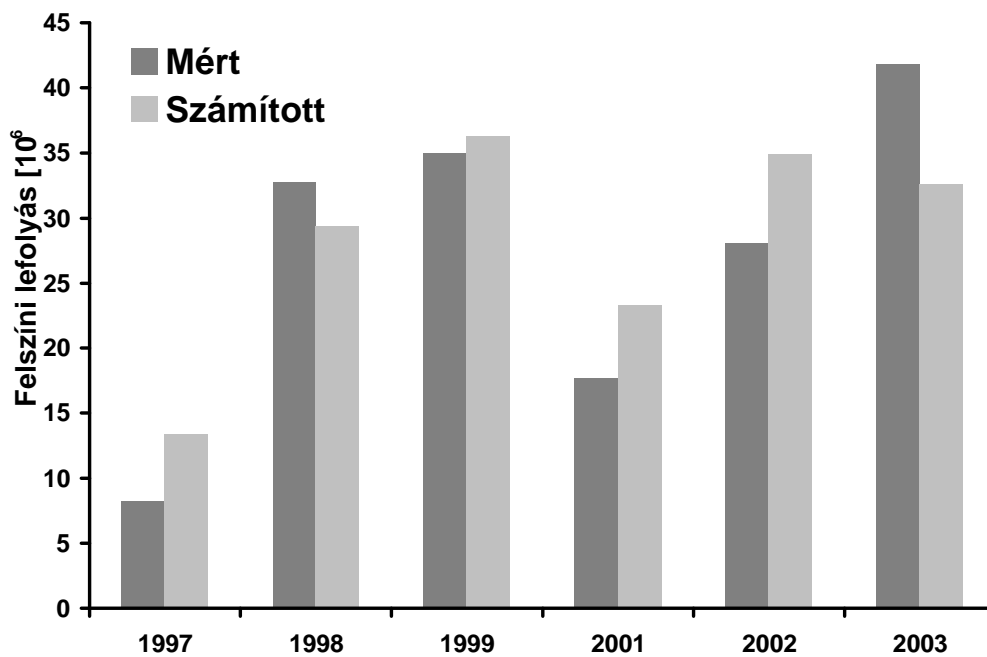
A kevésbé dinamikus felszín alatti hozamot, ill. foszforterhelést, továbbá a pontszerű anyagáramokat már nem évenként, hanem csak a sokévi átlagos állapot alapján szimuláltuk. A kalibráció során a teljes lefolyás (vízhozam), ill. az összes P anyagáram minél jobb közelítésére törekedtünk.



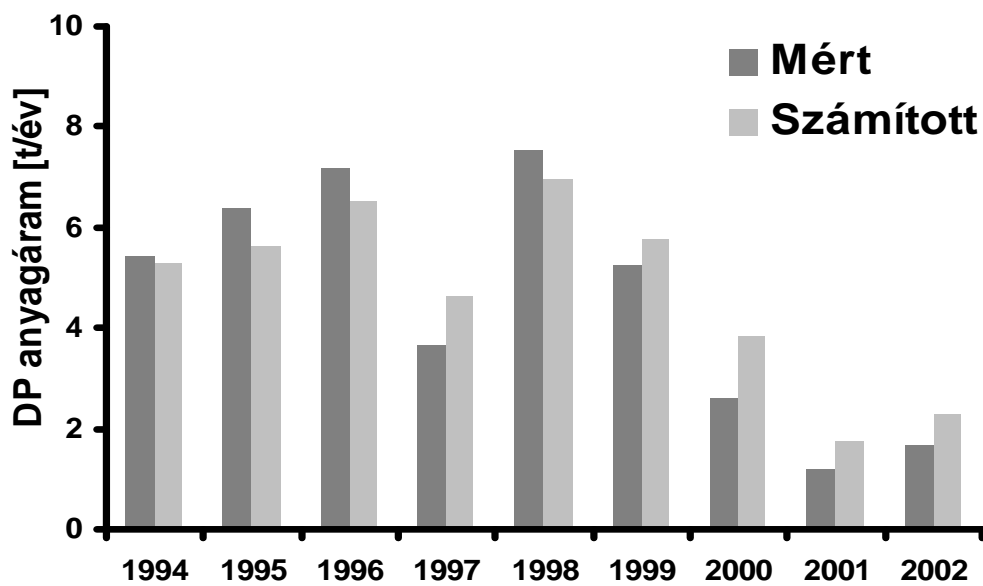
4. ábra. A számított és mért éves felszíni lefolyás a Zalára.



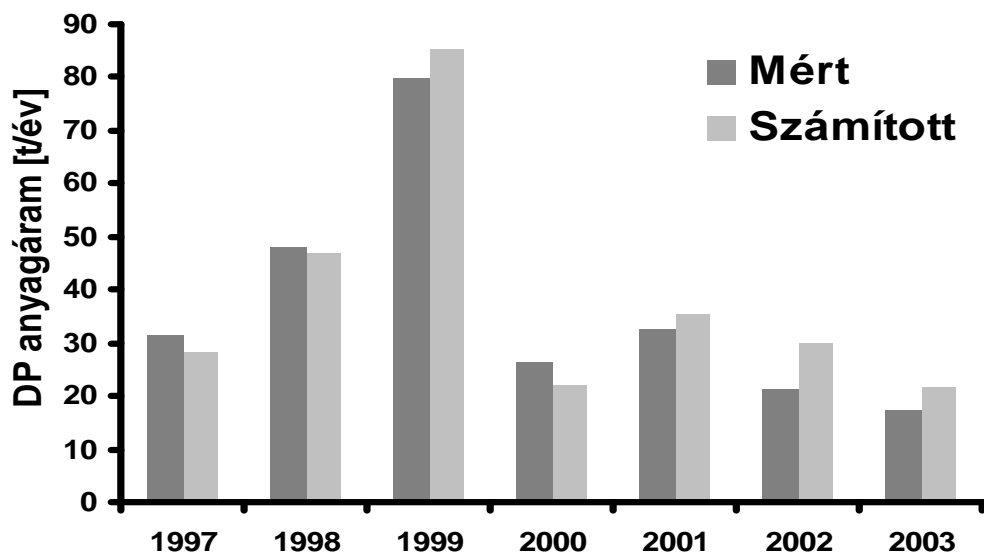
5. ábra. A számított és mért éves felszíni lefolyás a Kaposra.



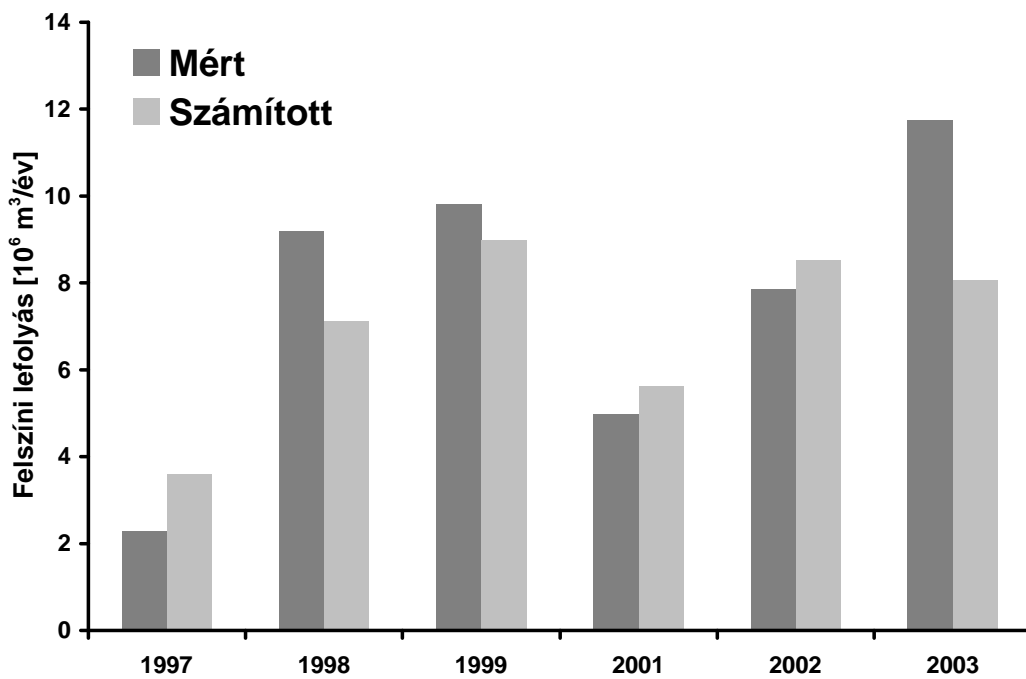
6. ábra. A számított és mért éves felszíni lefolyás az Eger-patakra.



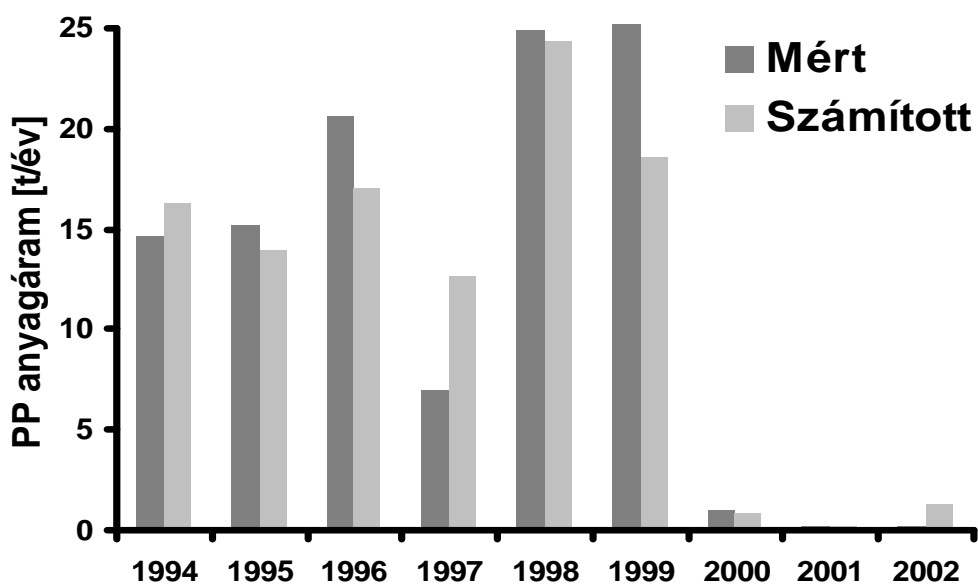
7. ábra. A számított és mért éves oldott foszfor anyagáramok a Zalára.



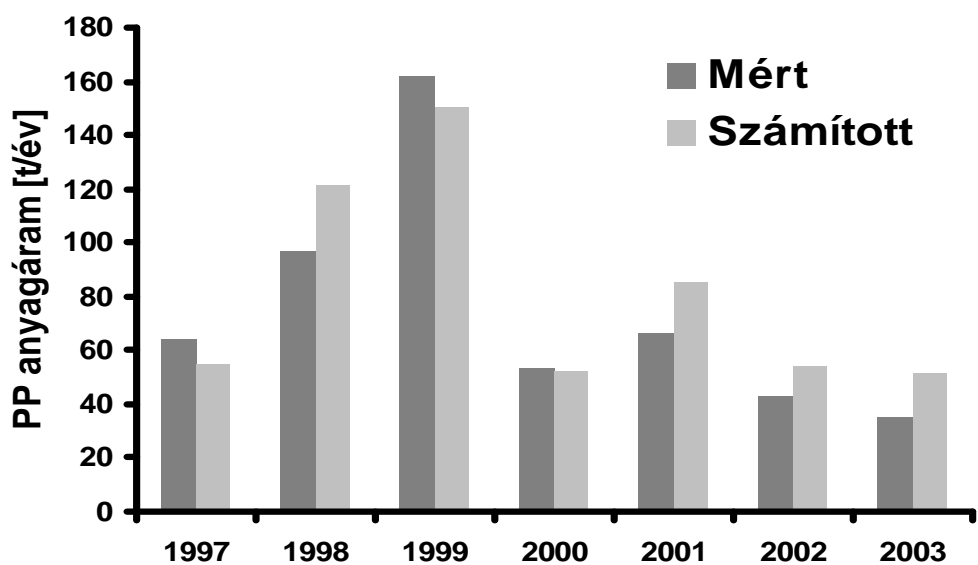
8. ábra. A számított és mért éves oldott foszfor anyagáramok a Kaposra.



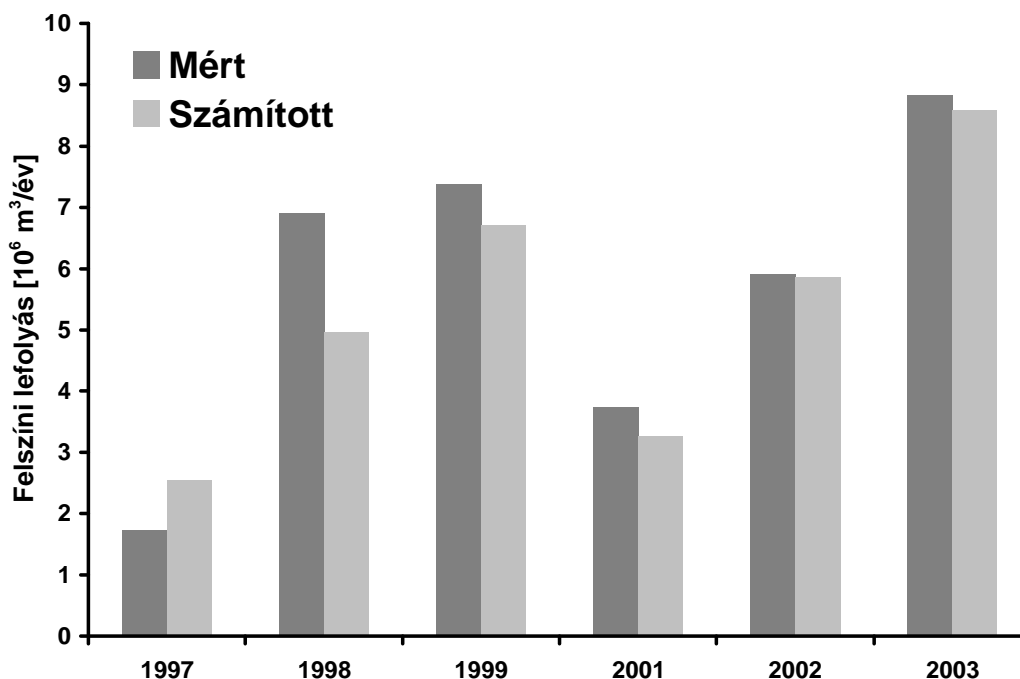
9. ábra. A számított és mért éves oldott foszfor anyagáramok az Eger-patakra.



10. ábra. A számított és mért éves partikulált foszfor anyagáramok a Zalára.



11. ábra. A számított és mért éves partikulált foszfor anyagáramok a Kaposra.

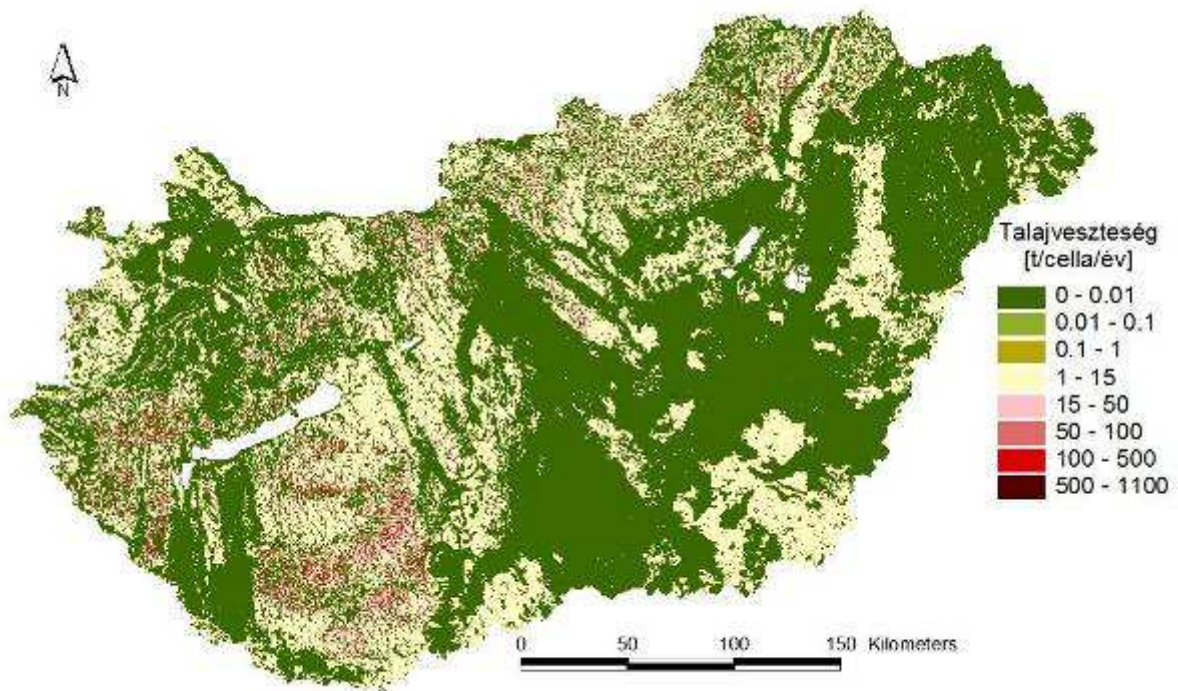


12. ábra. A számított és mért éves partikulált foszfor anyagáramok az Eger-patakra.

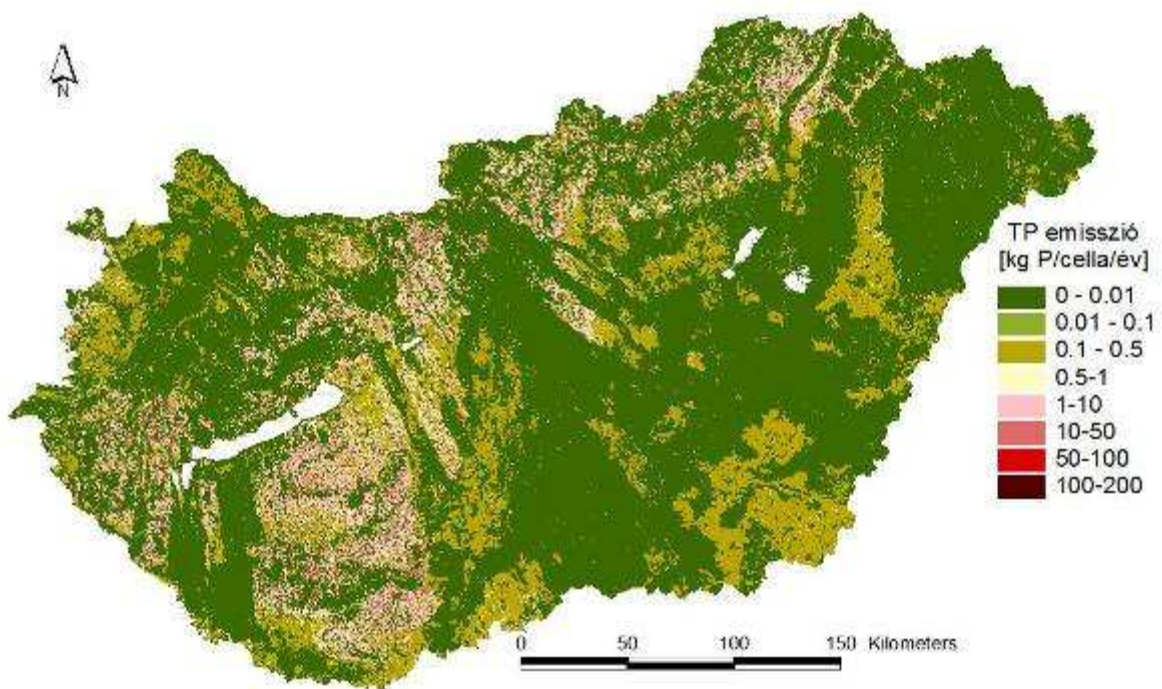
III.2. Jelenlegi állapot

A modellparaméterek kalibrált értékeit régióként (sík-, domb- és hegyvidék) állandó értéken tartva az ország valamennyi (997 darab) részvízgyűjtőjére alkalmaztuk a modellt, sokévi átlagos meteorológiai viszonyok mellett. A számítás eredményeként előállt a hidrológiai jellemzők (felszíni lefolyás, evapotranspiráció és talajvíz utánpótlódás), a talajvesztés valamint a partikulált és oldott foszfor emissziók térbeli eloszlása (cellánkénti értékei). Emellett valamennyi cellára rendelkezésre áll az átfolyó vízhozam és foszfor anyagáram teljes és komponensenkénti (felszíni, felszín alatti és pontszerű eredetű, ill. oldott és partikulált) értéke. A térbeli eloszlás térképek között itt csupán kettőt mutatunk be, melyek a foszforterhelések szempontjából a legfontosabbak, a talajvesztés (13. ábra), ill. a foszforemisszió (14. ábra) térképet. E két térkép mutatja meg a foszforbemosódás szempontjából érzékeny, potenciális forrásterületeket, melyeken a forráskontroll alkalmazása válhat szükségessé.

A 13.-14. ábrák a cella (0.25 ha) léptékű talajvesztés és összes P emisszió számítás eredményét mutatja be. Az eredmények szerint a nagyobb lejtésű domb- és hegyvidéki vízgyűjtők (jelentősebb erózió és felszíni bemosódás) rendelkeznek nagyobb terhelési értékekkel. Ez összhangban van a foszfor környezeti viselkedésével, ami főként a felszínen mozogva, elsősorban eróziós úton jut el a felszíni befogadóig. Az ország nagy lejtésű, mezőgazdasági művelés alatt álló térségei rendelkeznek számottevő talajvesztés, illetve foszfor emisszió értékkel. Síkvidékek esetén a felszíni lefolyás alacsony szintje miatt a felszíni eredetű bemosódás és a vízerózió alacsony volumenű. A talajvesztés, ill. a P-emisszió értékeket vizsgálva mintegy 440 000 ha területen lépi túl az erózió, illetve az emisszió mértéke a kritikusnak tartott 1 mm év^{-1} (kb. $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$), foszfor terhelésben a $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ értéket. E területek mindegyike szántóföld vagy gyümölcsös (szőlő) művelésű.



13. ábra. Modellel számított országos talajvesztés térkép (hosszú idejű átlag).

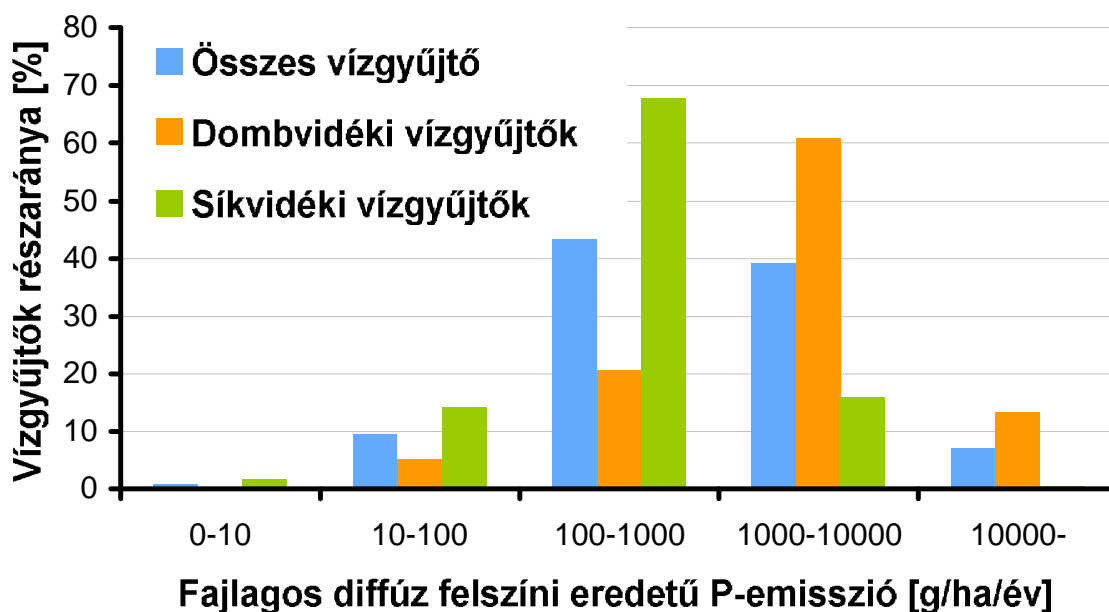


14. ábra. Modellel számított országos felszíni eredetű foszforemisszió térkép (hosszú idejű átlag).

A cellaszintű értékeket a vízgyűjtőterületek szerint összegezve megadható a vízgyűjtők átlagos hektáronkénti P-emissziója, ill. a transzport modell eredményeként a vízgyűjtők kifolyási pontjain áthaladó átlagos vízhozam, ill. P-anyagáram, ezekből pedig az éves átlagos összes P koncentráció is számítható. A vízgyűjtők csaknem ezres száma miatt eltekintünk a részletes eredmények közlésétől, azokat a Megbízói számára digitális formában rendelkezésre bocsátottuk. A jelentésben általános statisztikai értékelésre szorítkozunk.

A vízgyűjtők fajlagos felszíni eredetű terhelései a $0.001-27 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ tartományba esnek, az országos átlag $2.82 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, az átlag dombvidéken $4.70 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, síkvidéken $0.70 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$. A fajlagos értékek eloszlását szemlélteti a 15. ábra, a vízgyűjtők döntő hányada (80 %) a $100-10000 \text{ g P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ tartományba esik (ez is már két nagyságrend eltérés), míg az extrémebb értékek már csak néhány (5-10 %) területet érintenek. Jól érzékelhető a különbség a domb- és a síkvidéki területek között, a dombvidéki területek fajlagos értékei a vízgyűjtők többségénél egy nagyságrenddel nagyobbak, egyértelmű eltolódás látható a magasabb kategóriák irányába.

A partikulált-oldott formák arányát tekintve országos átlagban $2.78 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$, ill. $0.04 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ év}^{-1}$ értékek adódnak, azaz a lokális emissziók szinte teljes egészében (98.5 %) partikulált formájúak, míg az oldott állapotú emissziók részaránya elenyésző (1.5 %). Hasonló értékeket kapunk domb- és síkvidéken is, dombvidéken 99 %, síkvidéken 94 % a talajszemcsékhez kötött P-emissziók részesedése az összes felszíniből.

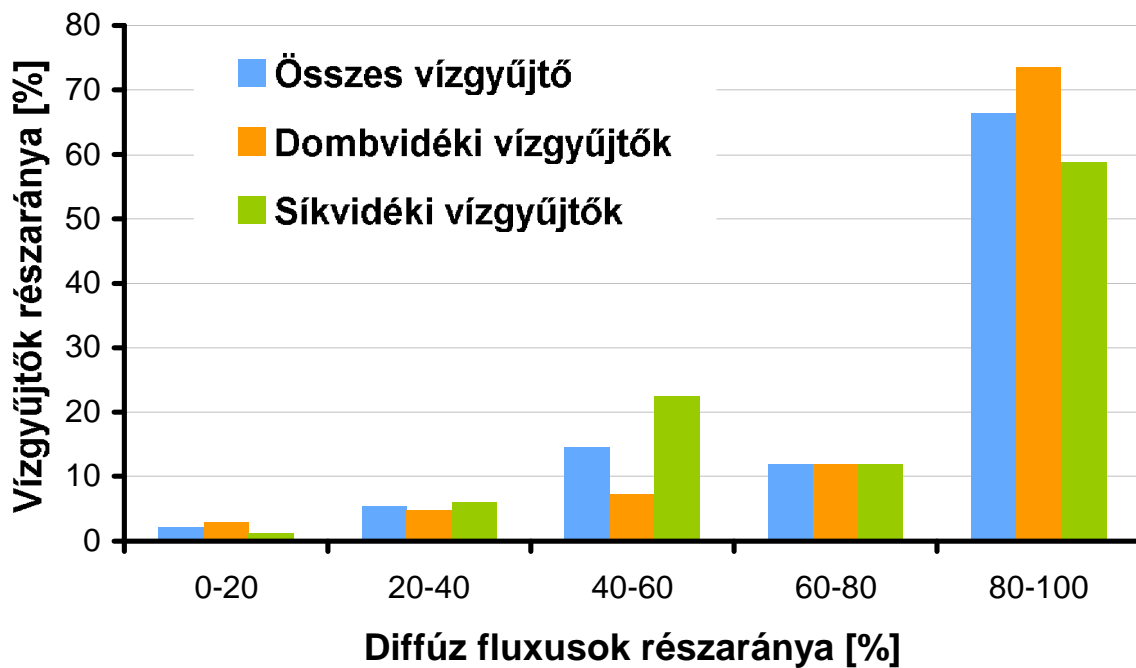


15. ábra. A fajlagos felszíni eredetű diffúz P-emissziók eloszlása.

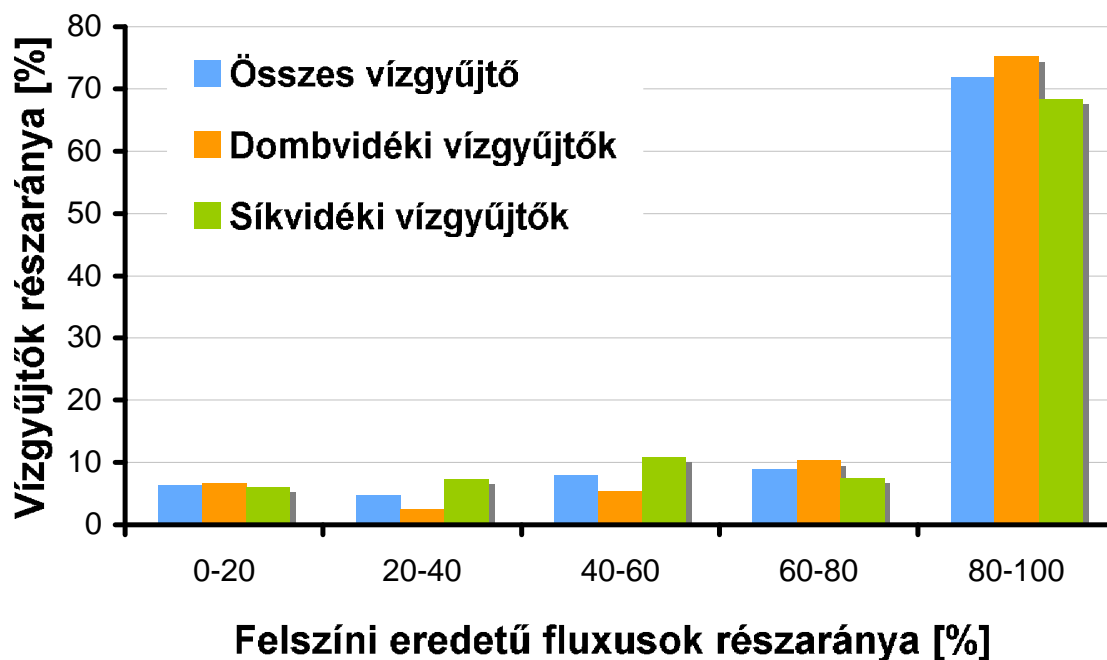
Az emissziókból kialakuló mederbeli anyagáramok meghatározása során a modell a terepi és mederbeli visszatartásokat, a felszín alatti és a pontszerű többletterheléseket, a tározók visszatartását, az egyes részvízgyűjtők összekapcsolódását (hidrológiai fa), valamint az országhatáron túlról érkező fluxusokat egyaránt figyelembe veszi, következésképp a vízgyűjtő összegzett lokális emisszió értékeihez képest eltérő mederbeli fluxus értékekre lehet számítani a vízgyűjtők kifolyási pontjánál. Következésképp az anyagáramok értéke igen széles tartományban mozog (1 kg év^{-1} - 9200 t év^{-1}), ami nem meglepő már csak a befogadók (kis patak, ill. Duna) mérettartományainak különbözősége miatt is. Általában igaz, hogy a terepi transzportot követően a vízgyűjtőről a mederrendszerbe bejutó anyagáramok az eredeti összes lokális emissziónál egy-két nagyságrenddel kisebb mértékűek.

A kifolyási szelvényben jelentkező anyagáramok eredet szerint többféleképpen is elemezhetőek. A diffúz-pontszerű eredet alapján (16. ábra) a vízgyűjtők döntő hányadán (75 %), a diffúz terhelések vannak túlsúlyban, a részvízgyűjtők csupán mintegy 10 %-án domináns a pontszerű (szennyvíz okozta) terhelés. Nincs nagy különbség ebben a tekintetben

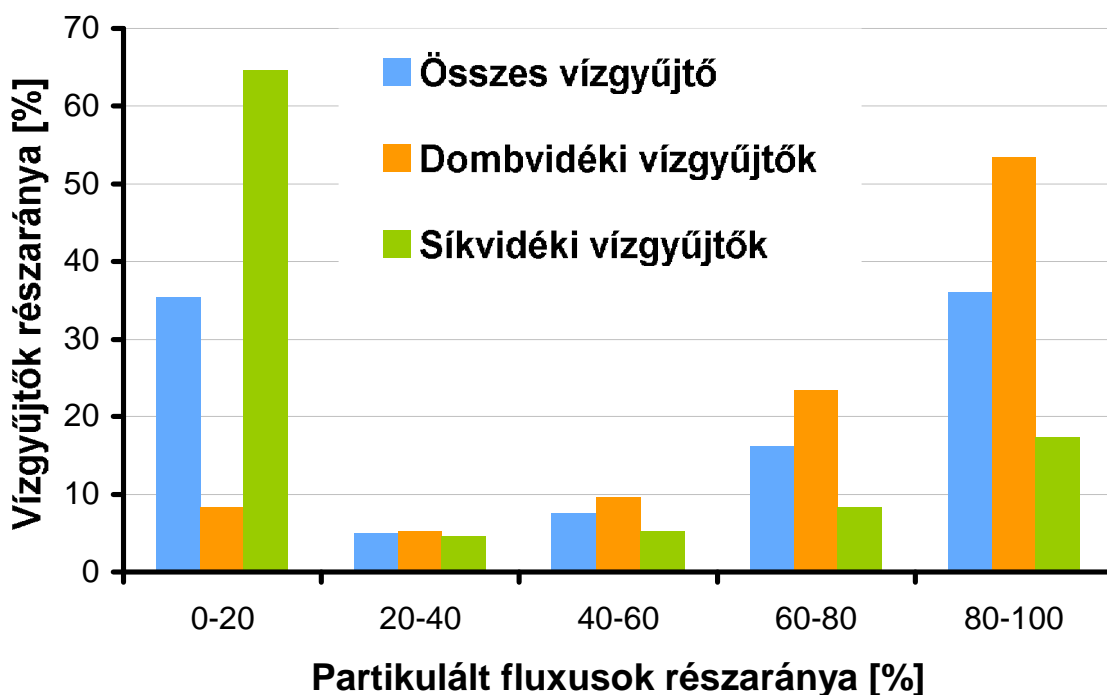
a két vízgyűjtőtípus között. A diffúz jellegű anyagáramokat tovább vizsgálva (beleértve most már a felszín alatti terheléseket is), elkülöníthető a felszíni bemosódásból, ill. a felszín alatti hozzáfolyásból (alaphozam) származó terhelések. A 17. ábra a felszín alatti eredetű anyagáramok csekély jelentőségéről tanuskodik, a vízgyűjtők csak mintegy 10 %-ánál érzékelhető számottevőbb felszín alatti hatás. Némiképp meglepő módon itt is hasonló képet mutat a kép vízgyűjtő-csoport, azaz síkvidéken sem találni túl nagy számban felszín alatti dominanciát, a nagyobb alaphozam hányadot, az alacsonyabb P-koncentrációk kompenzálják. Végül a felszíni eredetű anyagáramokat is tovább bonthatjuk oldott és partikulált fázisokra, ahogy azt az emissziók esetén is tettük. Az anyagáramok esetén (18. ábra) teljesen más arányok tapasztalhatóak, mint az emsszióknál, jelentősen megnövekedett az oldott fázis részaránya. A vízgyűjtők kb. 45 %-ánál mutatkozik az oldott forma dominanciája, azaz míg a lokális emisszióknál a partikulált forma részaránya az uralkodó, addig ez az arány az anyagáramoknál érzékelhető számú vízgyűjtőn többé-kevésbé kiegyenlítődik a partikulált P jelentős visszatartása miatt. A vízgyűjtő típusok tekintetében itt már markáns eltérések fedezhetőek fel, míg a dombvidéken egyre növekvő számú vízgyűjtőt találunk a nagyobb partikulált hányadok felé haladva, a síkvidéken a területek döntő része oldott anyagáramokkal rendelkezik, a nagy részarányú partikulált forma csak kisszámú esetben fordul elő.



16. ábra. A diffúz eredetű P-terhelések részarányának eloszlása.



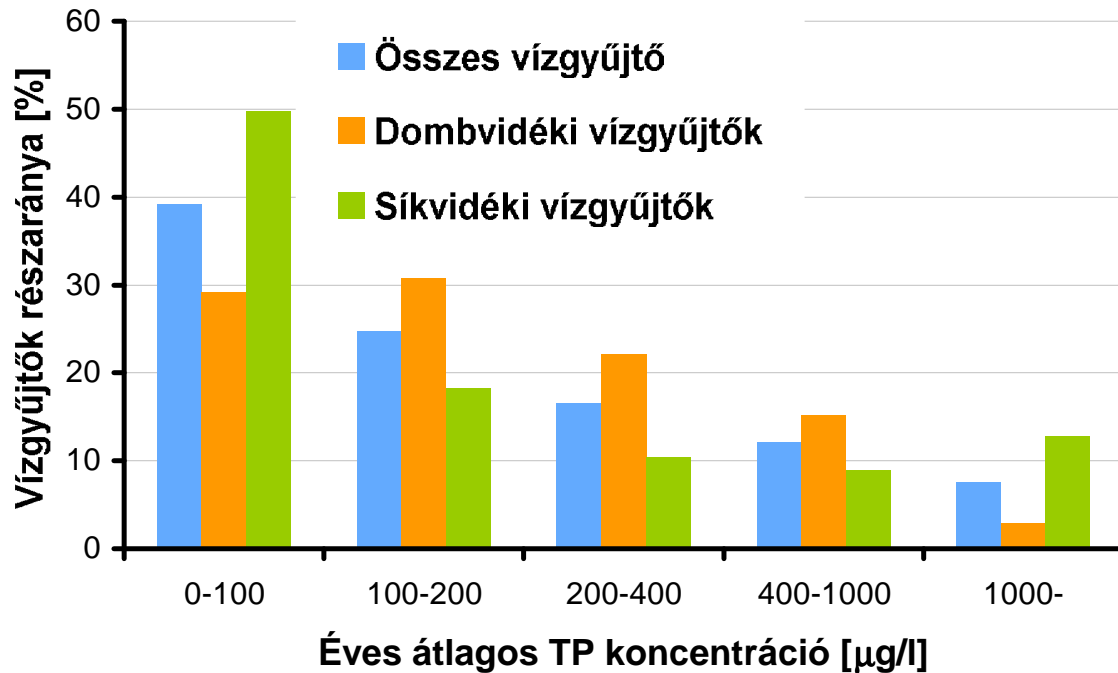
17. ábra. A felszíni diffúz eredetű P-terhelések részarányának eloszlása.



18. ábra. A felszíni eredetű partikulált P-terhelések részarányának eloszlása.

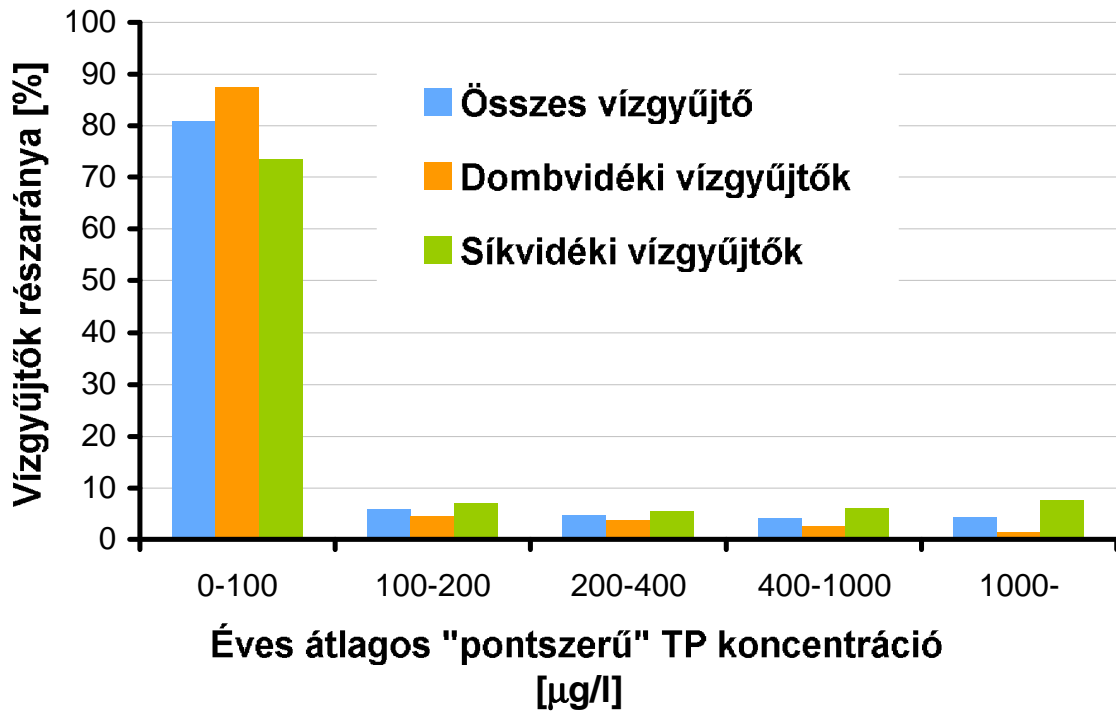
A számított anyagáramok és vízhozamok ismeretében az éves átlagos P-koncentrációk meghatározhatók, amely alapján a víztestek állapota értékelhető. A vízgyűjtőkre kapott átlagos értékek eloszlását tekintve (19. ábra) a vízgyűjtők 40 %-a kiváló, 25 %-a jó állapotúnak tekinthető, azaz csupán 35 % esetén kedvezőtlen a jelenlegi állapot (összes

foszfor tekintetében). Az eloszlás ábra fokozatos csökkenést mutat a nagy koncentráció tartományok felé közeledve. A vízgyűjtő típusok esetén a jelleg nem változik, azonban a dombvidéki területek 70 %-a esetén a típusra megállapított 100 µg/l küszöbérték feletti koncentrációk tapasztalhatóak, itt tehát érzékelhető a P-terhelési probléma. A síkvidéki területeken ez már kevésbé releváns (itt a további altípusoktól függően 250-400 µg/l a határérték, amelyet csupán 20-30 % nem teljesít).

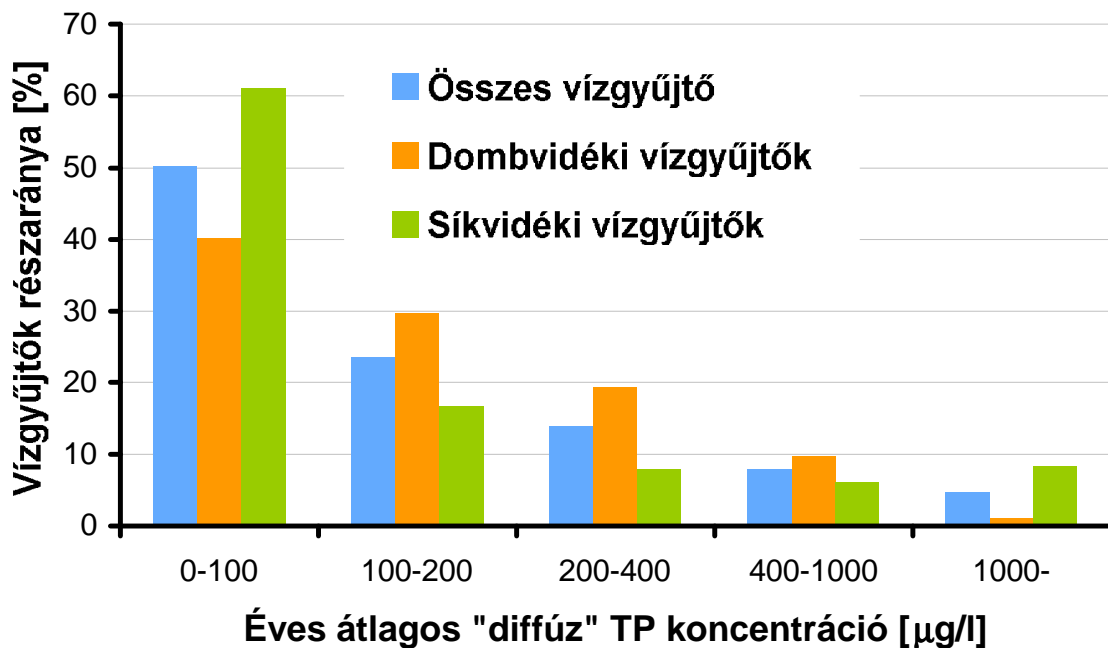


19. ábra. Az éves átlagos összes P koncentrációk eloszlása.

Külön megvizsgálva a csak a pontszerű, ill. csak a diffúz eredetű anyagáramokból, a másik hiánya esetén elméletileg kialakuló koncentrációkat (20-21. ábrák), a pontszerű terhelések csupán önmagukban az esetek elenyésző számában jelentenének vízminőségi problémát. A vízgyűjtők 80 %-a esetén a koncentráció értékek megfelelően alacsonyak, a vízgyűjtő csoportok között jelentősebb különbség nincs. A diffúz koncentrációk esetén ugyanakkor már a helyzet kedvezőtlenebb, a vízgyűjtők 50 %-a mutat problémát diffúz foszfor terhelésre nézve, dombvidéki területeken nagyobb számú küszöbérték feletti területet találni. Összességében tehát a dombvidéki területek diffúz eredetű terhelései jelentik a legfőbb, megoldandó problémát a foszfor esetén.



20. ábra. Az éves átlagos, pontszerű eredetű összes P koncentrációk eloszlása.



21. ábra. Az éves átlagos, diffúz eredetű összes P koncentrációk eloszlása.

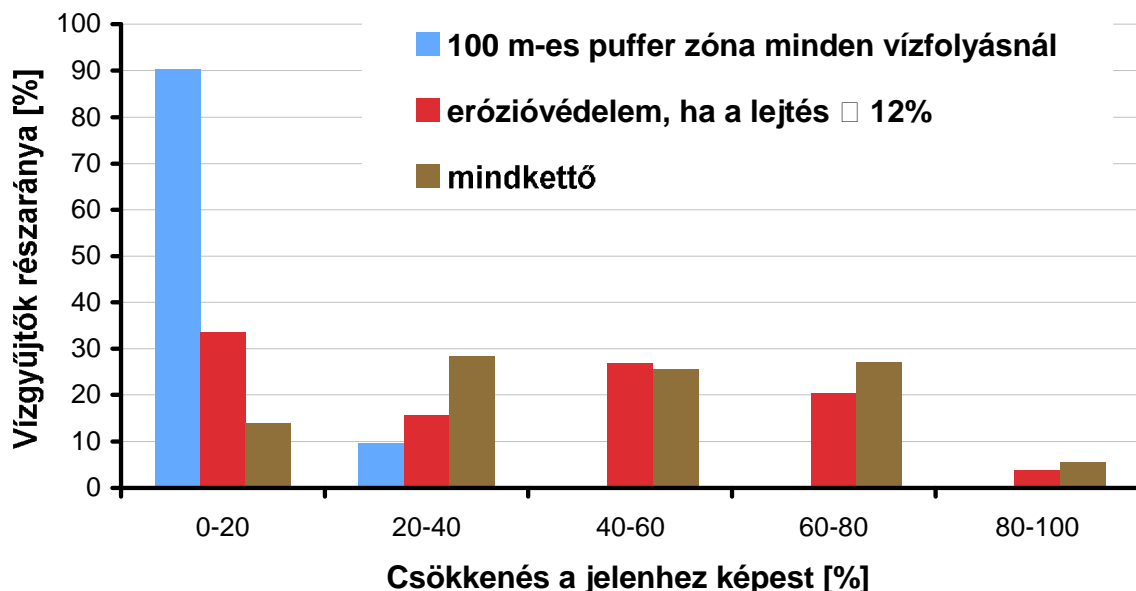
III.3. Beavatkozási forgatókönyvek értékelése

A nagyszámú lehetséges gazdálkodási gyakorlat közül a modellel a puffer zóna (transzport kontroll), ill. a mezőgazdasági erózióvédelem (forrás kontroll, pl. mulcsolással) vízminőségi

hatásait vizsgáltuk. Arra kerestünk választ, hogy a két eltérő jellegű beavatkozás esetén a lokális emissziók, ill. a felszíni vizeket a terepi transzport után elérő anyagáramok miképpen változnak a jelenlegi értékekhez képest.

A szimulációk során tehát feltételeztük, hogy a mezőgazdasági művelés a potenciális forrásterületeken továbbra is megmarad, azonban erózióvédelem alkalmazása mellett, azaz művelési mód váltásra (pl. erdőgazdálkodás) nem kerül sor. A mulcsolás talajvédő hatásának figyelembe vétele érdekében a talajvesztési egyenlet megfelelő paraméterét módosítottuk. Minden 12 %-nál nagyobb lejtésű mezőgazdasági területen mulcsolást alkalmaztunk. A puffer zóna esetén valamennyi vízfolyás (a modell 1 km² nagyságú vízgyűjtőterület esetén már vízfolyást definiál) mentén, mindkét parton 50-50 m széles, összefüggő erdősávot „telepítettünk”. Végül harmadik forgatókönyvként a két módszert együttesen is alkalmaztuk. Minthogy a forrásterületek főként a dombvidéki területeken helyezkednek el, ezért a vizsgálatokat 517 darab dombvidéki vízgyűjtőre korlátoztuk. Emellett a beavatkozások elsősorban a partikulált P-emissziókat érintik, így a továbbiakban csak ezzel a komponenssel foglalkozunk.

A három beavatkozás (puffer zóna, erózióvédelem, ill. ezek együttesen) lokális emisszóra gyakorolt hatását szemlélteti a 22. ábra. A puffer zóna esetén a csökkenés alacsony mértékű, rendszerint (az esetek 90 %-ában) 20 % alatti, maximum 40 %. Ennek oka nyilvánvalóan az, hogy a forrásterületek zömmel a vízfolyásoktól távolabb helyezkednek el, így a zóna kialakítása ezeket nem befolyásolta érdemben. A mulcsolás esetén már jóval magasabb csökkenési értékeket találunk és az eloszlás kiegyenlítettebb, közel 20 %-nyi vízgyűjtő található mindegyik kategóriában az utolsó (legnagyobb csökkenés) kivételével. Következésképp a mulcsolás számos helyen alkalmas módszer lehet a lokális emissziók csökkentésére. Együtt alkalmazva a két eljárást, enyhe elmozdulás észlelhető az eloszlásban a nagyobb csökkentési tartományok felé.



22. ábra. Az egyes beavatkozások lokális partikulált P-emisszió csökkentési hatékonyságának eloszlása (dombvidéki vízgyűjtők).

Egészen más képet kapunk ugyanakkor, ha a vizeket elérő anyagáramok változását vizsgáljuk (23. ábra). A puffer zóna az előző eredményhez képest sokkal jobban teljesít, azaz hatékonyan szűri meg a transzport során a partikulált P-fluxusokat. A vízgyűjtők 80 %-a esetén a csökkenés mértéke 80 % feletti. Ezzel szemben a mulcsolás hatékonysága elmarad a puffer zónától, hiszen kisebbek ugyan a lokális kibocsátások, azonban a transzport során a mulcsolás már kevésbé tud kedvező hatást kifejteni. A területek zöme 20-40 %-nál kevesebb csökkenéssel bír. Együttes alkalmazás esetén a kibocsátások csökkenése is jelentkezik többletként, így a nagy csökkenési értékek (80 % feletti) tartományba esik a vízgyűjtők 90 %-a.

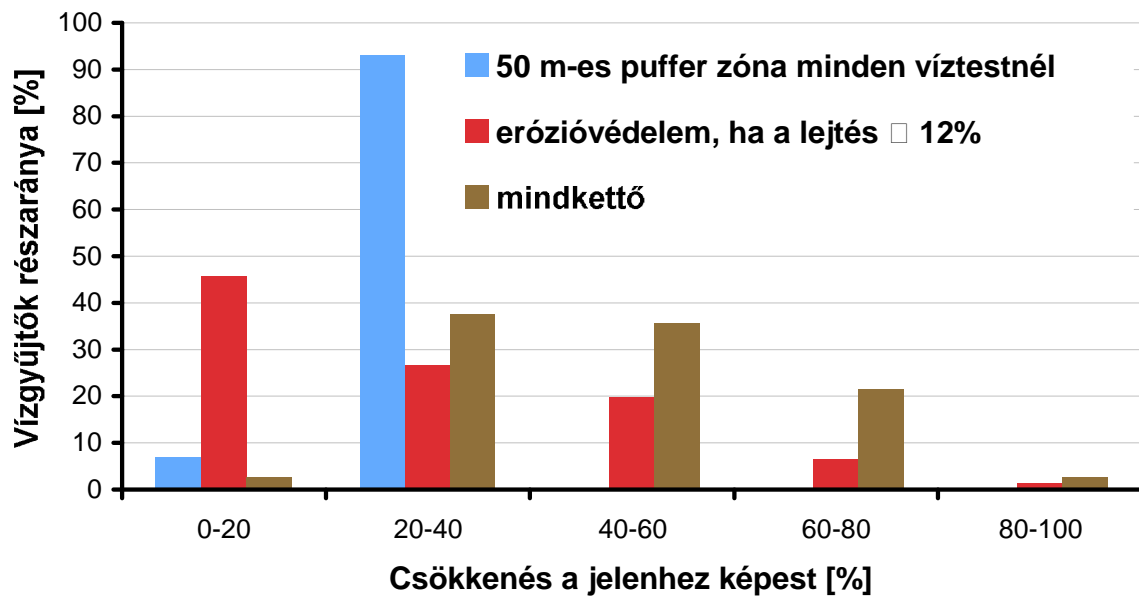


23. ábra. Az egyes beavatkozások vízfolyásrendszerrel elérő partikulált P-anyagáram csökkentési hatékonyságának eloszlása (dombvidéki vízgyűjtők, maximális mértékű puffer zóna kialakítással).

Megjegyzendő ugyanakkor, hogy a puffer zóna transzportra gyakorolt nagy hatékonyságú pozitív hatása csak elméleti jellegűnek tűnik, a gyakorlatban ennél kisebb értékek várhatóak. Egyfelől minden vízfolyás mentén, 50 m széles, erdőterület-szerű puffer zóna létrehozása valószerűtlen (a modell futtatásakor ezt az extrém esetet feltételeztük). A korábbi vizsgálatok a fő mederszakaszok mentén kialakított puffer zónára 20-40 %-os hatékonyságot mutattak, ami jóval realisztikusabbnak tűnik. A VKI intézkedési program csupán a 100 km²-nél nagyobb felvízi területtel rendelkező főbb vízfolyásszakaszok (víztestek) esetén írja elő a puffer zónák meglétét, így a számítás mindenképpen szélsőséges esetet tükröz, a modellben 1 km² vízgyűjtőterület nagyság a küszöbérték a vízfolyások számára. Következésképp a 23. ábrán bemutatott modellszámításban a puffer zóna nagy hatékonysága abból adódott, hogy a puffer sávok hosszára a modell számottevően nagyobb értékeket vett figyelembe, mint ami valójában az intézkedések során várható. Másfelől a puffer zóna szűrési-visszatartási szerepköre nagyobb csapadékesemények idején jelentősen romolhat (nagyobb áramlási sebességek, koncentrált lefolyási pályák, eróziós árkok megjelenése).

Amennyiben a puffer zónák kiterjedését csupán a víztestekre korlátozzuk az intézkedési programnak megfelelően, a 24. ábra szerinti csökkentési értékek várhatóak. Ekkor a puffer zónák sokkal visszafogottabban teljesítenek, a legtöbb esetben 20-40 % közötti csökkenést

tudnak önmagukban elérni. A kombinatív alkalmazás esetén a csökkenés mértéke közel egyenletesen oszlik el 20 és 80 % között, azaz átlagosan 50 % körüli csökkentést várhatunk.



24. ábra. Az egyes beavatkozások vízfolyásrendszeret elérő partikulált P-anyagáram csökkentési hatékonyságának eloszlása (dombvidéki vízgyűjtő, az intézkedési programban előírt mértékű puffer zóna kialakítással).

Mindebből következően a forráskontroll alkalmazását, mely a lokális emissziókra hat főként, nem lehet kiváltani, az erózióvédelem alkalmazása is mindenképpen szükséges. A forráskontrollt a puffer zónával együtt célszerű alkalmazni, így kettős, összességében eredményesebb hatást lehet elérni.

IV. Összefoglalás, következtetések

Az elvégzett modellszámítások alapján a következő megállapítások tehetőek a vízgyűjtők foszforterheléseit illetően:

- A menedzsment célra fejlesztett PhosFate modell a nagyobb léptékű vízgyűjtőmodellekkel szemben, a finomabb térbeli felbontás révén lokális beavatkozások tervezését teszi lehetővé.
- A modell viszonylag kevés számú paraméter kalibrálása révén elfogadható eredményeket szolgáltatott a dombvidéki, közepes méretű teszt-vízgyűjtőkön. Ugyanakkor a modell várhat
- A modell országos futtatása után rendelkezésre áll a talajveszteség és a felszíni eredetű diffúz foszfor emissziók térbeli eloszlása (hosszú idejű átlagértékek), 0.25 ha hektár területű egységcellánként., valamint a vízgyűjtők kifolyási pontjánál az átlagos foszfor anyagáramok és koncentrációk.
- 440 000 ha-nyi, mezőgazdasági művelésű területen tapasztalható a kritikus 1 mm/év értéknél nagyobb mértékű talajveszteség, mely területek a felszíni vizek potenciális foszforforrásai.
- Az emissziók a 997 darab kisvízgyűjtő szinte mindegyikén döntő hányadban partikulált formájúak, ehhez képest az oldott frakció részaránya elenyésző.
- A vízgyűjtők összegzett, fajlagos emissziói széles tartományban mozognak, a dombvidéki területekről származó átlagos felszíni emissziók a síkvidéki értékeknél mintegy egy nagyságrenddel nagyobbak.
- A felszíni vizekbe belépő foszfor anyagáramok, ill. a vízgyűjtők kifolyási szelvényében jelentkező fluxusok a terepi, ill. mederbeli visszatartási folyamatok, a felszín alatti és potszerű többletterhelések, a vízgyűjtőterületek egymás alá/fölé rendeltsége, a tározók hatásai, valamint az országhatáron túlról érkező terhelések miatt lényegesen eltérnek a lokális felszíni emissziók vízgyűjtőre összegzett értékeitől. A terepi visszatartás során az vízgyűjtők eredeti lokális emissziói egy-két nagyságrenddel csökkennek.
- A mederbeli anyagáramok eredet szerinti megolszítását vizsgálva a vízgyűjtők többségénél a diffúz jellegű felszíni terhelések dominálnak, azonban a lokális emissziókkal ellentétben az oldott frakció aránya a teljes terhelésből a partikulált fázis visszatartása miatt nagyobb. Síkvidéki vízgyűjtőkön az oldott, a dombvidéken a partikulált formák részesedése nagyobb.
- A vízgyűjtőterületek mintegy 65 %-a esetén a kalkulált éves átlagos koncentráció értékek alapján, összes foszforra nézve nem áll fenn különösebb vízminőségi probléma, azonban a folyóvizek számára nem problematikus értékek a vízfolyásrendszer állóvizei számára már eutrofizációs veszélyt hordozhatnak. A kockázatosság megítélése tehát nem történhet pusztán a koncentráció értékek alapján. A dombvidéki vízgyűjtők esetében a veszélyeztetett területek aránya viszont már sokkal nagyobb (70 %), síkvidéken ez az érték csupán 20-30 %. A potszerű

terhelések önmagukban csak kisszámú (20 %-nyi) területen okoznak problémát, a diffúz terhelések viszont már önmagukban is 50 %-nyi területen eredményeznek határérték túllépést. Következésképp foszfor tekintetében főként a dombvidéki vízgyűjtők diffúz jellegű, túlnyomórészt eróziós úton terjedő emissziói jelentik a legfőbb vízminőségi problémát.

- Az 517 darab dombvidéki területen végzett beavatkozási forgatókönyv elemzés a partmenti puffer zóna kialakításának és a forrásterületek (12 %-nál nagyobb lejtésű mezőgazdasági területek) erózióvédelmének együttes alkalmazását mutatta ki hatékony beavatkozásként. Az erózióvédelem önmagában csak a lokális emissziókat csökkenti kedvezően (40-50 %), de a további terjedést nem gátolja. A puffer zónák hatékonyan szűrik meg a transzportált fluxusokat a források jelentősebb csökkentése nélkül, azonban hatékony működésükhöz jelentős hosszúságú, széles partmenti erdősávok szükségesek. A kivitelezhető, ill. az intézkedési programban meghatározott vízfolyás hosszon létesítendő zónák hatékonysága csak 20-40 % között várható. Emiatt a vizeket elérő foszforinputok csökkentését kombinatív megoldással lehet hatékonyan csökkenteni, amelyben a forrás- (erózióvédelem) és a transzportkontroll (pufferzónák) együtt szerepelnek.

Irodalomjegyzék

- Arnold J. G., Allen P. M., Muttiah R., Bernhardt G. (1995). Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water*, 33(6), 1010-1018.
- Batelaan O. and Woldeamlak S. T. (2004). *ArcView Interface for WetSpa*. User Manual, Version 19-5-2004, Vrije Universiteit Brussel, Brussels, Belgium.
- Behrendt H., Huber P., Kornmilch M, Opitz D., Schmoll O., Scholz G., Uebe R. (2000). *Nutrient Emissions into River Basins of Germany*. UBA-Text 23/00, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany.
- Borah D. K. and Bera M. (2003). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models. Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE*, 46(6), 1553-1566.
- Fread D. L. (1993). Flow routing. In: *Handbook of Hydrology*, Maidment D. R. [ed.], McGraw-Hill, Inc., New York, USA, pp. 10.1-10.36.
- Kovács Á., Honti M., Clement A. (2008). Design of best management practice applications for diffuse phosphorus pollution using interactive GIS. *Wat. Sci. Tech.* 57.11, 1727-1733.
- Liu Y. B. and De Smedt F. (2004). *WetSpa Extension: A GIS-based Hydrologic Model for Flood Prediction and Watershed Management*. User Manual, Vrije Universiteit Brussel, Brussels, Belgium.
- Neitsch S. L., Arnold J. G., Kiniry J. R., Williams J. R., King K. W. (2002). *Soil and Water Assessment Tool*. TWRI Report TR-191, Agricultural Research Service, Temple, USA.
- Németh T. (1996) *Talajaink Szervesanyag-tartalma és Nitrogénforgalma*. Magyar Tudományos akadémia, Budapest, Hungary.
- Novotny V. (2003). *Diffuse Pollution and Watershed Management*. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, USA.
- Salamon P. (1982) *Erózió Elleni Küzdelem és Környezetvédelem (Erosion Control and Environmental Protection)*. Budapest University of Technology, Budapest, Hungary.
- Schreiber H., Constantinescu L. T., Cvitanic I., Drumea D., Jabucar D., Juran S., Pataki B., Snishko S., Zessner M., Behrendt H. (2003). *Harmonized Inventory of Point and Diffuse Emissions of Nitrogen and Phosphorus for a Transboundary River Basin*. Final Version of the Delivery 5.5 of the EU-Project daNUbs, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany.